

DEPARTAMENTO DE CIDE

ESTUDIO DE METALES PESADOS EN SUELOS BAJO
CULTIVOS HORTÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE
CASTELLÓN

MÓNICA PERIS MENDOZA

UNIVERSITAT DE VALENCIA
Servei de Publicacions
2006

Aquesta Tesi Doctoral va ser presentada a València el dia 16 de Novembre de 2005 davant un tribunal format per:

- D. Raimundo Jiménez Ballesta
- D^a. Teresa Felipo i Oriol
- D. José Manuel Hernández Moreno
- D. Francisco Montes Suay
- D. Florencio Ingelmo Sánchez

Va ser dirigida per:

D. Luis Recatalá Boix

D. Juan Sánchez Díaz

©Copyright: Servei de Publicacions
Mónica Peris Mendoza

Depòsit legal:

I.S.B.N.:84-370-6486-4

Edita: Universitat de València
Servei de Publicacions
C/ Artes Gráficas, 13 bajo
46010 València
Spain
Telèfon: 963864115

ESTUDIO DE METALES PESADOS EN SUELOS BAJO CULTIVOS HORTÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE CASTELLÓN

TESIS DOCTORAL

Presentada por

Mónica Peris Mendoza

Dirigida por

Luis Recatalá Boix

Juan Sánchez Díaz



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

D. Luis Recatalá Boix, Profesor titular de Edafología de la Universitat de València, y D. Juan Sánchez Díaz, Catedrático de Edafología de la Universitat de València

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada "Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón", presentada por Dña. Mónica Peris Mendoza para optar al grado de Doctora en Biología, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación—CIDE (CSIC,UV,GV).

Considerando su nivel científico, autorizamos su presentación para optar al Grado de Doctora en Biología.

Y para que conste, firmamos el presente escrito en Albal, a 19 de Julio de 2005.

Fdo. Luis Recatalá Boix

Fdo. Juan Sánchez Díaz

ÍNDICE

	Pág
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ABREVIATURAS	XII
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS	3
1.2. LOS METALES PESADOS EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS	7
1.2.1. El suelo como regulador de la disponibilidad de los metales pesados para los cultivos	10
1.3. ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS	16
1.3.1. Contenido de metales pesados en suelos agrícolas	16
1.3.2. Contenido de metales pesados en los cultivos	18
1.3.3. Aplicación de enmiendas orgánicas: Lodos de depuradora y compost	19
1.3.4. Evaluación de la contaminación del suelo por metales pesados	20
1.4. EL ESTUDIO DE LOS METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA	23
2. OBJETIVOS	29
3. ÁREA DE ESTUDIO	33
3.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES	35
3.2. CLIMA	36
3.3. RELIEVE	39
3.4. SUELOS	40
3.5. VEGETACIÓN Y USOS DEL SUELO	49
3.6. EVOLUCIÓN DE LA HUERTA EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN	59

	Pág
4. MATERIALES Y MÉTODOS	63
4.1. DISEÑO DE MUESTREO	65
4.1.1. Tipo de muestreo	66
4.1.2. Número de muestras	68
4.2. TOMA DE MUESTRAS	69
4.2.1. Muestreo de suelos	72
4.2.2. Muestreo de cultivos	73
4.2.3. Ficha de campo	74
4.3. TRATAMIENTO Y ANÁLISIS DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO	75
4.3.1. Preparación de las muestras	75
4.3.1.1. Suelos	75
4.3.1.2. Cultivos	76
4.3.2. Contenido de humedad	76
4.3.2.1. Suelos	76
4.3.2.2. Cultivos	77
4.3.3. Análisis de características y propiedades edáficas	77
4.3.3.1. pH	78
4.3.3.2. Conductividad eléctrica	78
4.3.3.3. Contenido de materia orgánica	79
4.3.3.4. Contenido de carbonatos totales	79
4.3.3.5. Capacidad de Intercambio Catiónico	79
4.3.3.6. Análisis granulométrico	80
4.3.3.7. Determinación de metales "pseudo-totales"	80
4.3.3.8. Determinación de metales extraíbles en suelos	86
4.3.4. Análisis de cultivos	91
4.3.4.1. Determinación de metales en cultivos	91
4.3.5. Control de calidad para los análisis de metales	93
4.3.5.1 Validación de la USEPA 3051 A con CRM 141R	94
4.3.5.2. Validación de la Extracción con EDTA con CRM 600	95
4.3.5.3. Validación de la USEPA 3052 con CRM 281	96
4.3.5.4. Control de posible contaminación por metales	97

	Pág
4.3.5.5. Limpieza del material	98
4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	99
4.4.1. Estadística descriptiva	99
4.4.2. Técnicas para estudiar relaciones entre variables	99
4.4.3. Técnicas para la comparación de valores medios	103
4.4.4. Técnicas para establecer niveles de fondo y derivar valores de referencia	103
4.4.4.1. Niveles de fondo	104
4.4.4.2. Valores de referencia	109
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	113
5.1. TAMAÑO ÓPTIMO DEL MUESTREO	115
5.2. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES EDÁFICAS DE LA HUERTA DE CASTELLÓN	120
5.2.1. Relaciones entre las características y propiedades edáficas	128
5.3. CONTENIDO DE METALES "PSEUDO-TOTALES"	133
5.3.1. Relaciones entre metales "pseudo-totales"	156
5.3.2. Relaciones entre el contenido de metales "pseudo-totales" y las características edáficas	161
5.4. CONTENIDO DE METALES EXTRAÍBLES	176
5.4.1. Relaciones entre metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0	197
5.4.2. Factores edáficos que influyen en el contenido de metales extraíbles en suelos de huerta, tras una extracción con EDTA 0,05M a pH=7,0	201
5.5. CONTENIDO DE METALES TOTALES EN CULTIVOS	217
5.5.1. Diferencias en el contenido de metales entre los dos tipos de cultivos	237
5.5.2. Correlaciones entre el contenido de metales en los cultivos	245

	Pág
5.5.3. Relaciones entre el contenido de metales totales en cultivos y las características edáficas	248
5.5.4. Relaciones entre el contenido de metales totales en cultivos y los contenidos de metales en los suelos, tanto "pseudo-totales" como extraíbles con EDTA	257
5.6. NIVELES DE FONDO Y VALORES DE REFERENCIA PARA LOS SUELOS HORTÍCOLAS DE CASTELLÓN	269
5.6.1. Niveles de fondo	272
5.6.1.1. Estadística descriptiva	272
5.6.1.2. Gráficas probabilísticas	274
5.6.2. Valores de referencia	281
5.6.2.1. Estadística descriptiva	281
5.6.2.2. Rectas de regresión	282
5.6.3. Propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón	284
6. CONCLUSIONES	289
7. REFERENCIAS	301
ANEXO I	
ANEXO II	

TABLAS		Pág
Tabla 1.1.	Concentración típica de metales pesados ($\mu\text{g/g}$) en los principales tipos de rocas. Fuente: Ross (1994a)	8
Tabla 3.1.	Superficie comarcal y evolución de la densidad poblacional (hb/km^2) por comarcas de la provincia de Castellón. Fuente: COPUT (1984), IVE (2004)	36
Tabla 3.2.	Superficie (ha) de hortalizas y tubérculos por comarcas (2002). Fuente: CAPA (2003)	53
Tabla 3.3.	Superficie de hortalizas (ha) en la comarca de El Baix Maestrat (2002). Fuente: CAPA (2003)	55
Tabla 3.4.	Superficie de hortalizas (ha) en las comarcas de La Plana Alta y La Plana Baixa (2002). Fuente: CAPA (2003)	58
Tabla 3.5.	Evolución de la superficie cultivada en la Comunidad Valenciana. Fuente: Maroto (2002)	60
Tabla 3.6.	Evolución de la superficie de hortalizas en la provincia de Castellón. Fuente: Maroto (2002)	60
Tabla 4.1.	Coordenadas de los puntos de muestreo para la selección de parcelas	70
Tabla 4.2.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales "pseudo-totales" del suelo mediante EAA-llama	85
Tabla 4.3.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales "pseudo-totales" del suelo mediante EAA-cámara de grafito	86
Tabla 4.4.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales extraíbles con EDTA del suelo mediante EAA-llama	90
Tabla 4.5.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales extraíbles con EDTA del suelo mediante EAA-cámara de grafito	90
Tabla 4.6.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales totales en los cultivos mediante EAA-llama	93
Tabla 4.7.	Condiciones analíticas para la determinación de los metales totales en los cultivos mediante EAA-cámara de grafito	93
Tabla 4.8.	Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados "pseudo-totales" en suelos, CRM 141R	95
Tabla 4.9.	Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados extraíbles con EDTA en suelos, CRM 600	96
Tabla 4.10.	Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados en cultivos, CRM 281 Trace elements in rye grass	97
Tabla 5.1.	Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la primera fase de muestreo ($n=39$)	116
Tabla 5.2.	Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la segunda fase de muestreo ($n=59$)	117
Tabla 5.3.	Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la tercera fase de muestreo ($n=77$)	118
Tabla 5.4.	Resumen de características y propiedades edáficas de las parcelas con cultivos hortícolas de la provincia de Castellón	120
Tabla 5.5.	Coefficientes de correlación bivariados entre las características y propiedades edáficas (correlaciones de Rho de Spearman)	128
Tabla 5.6.	Factores del análisis de componentes principales para las características y propiedades edáficas	129
Tabla 5.7.	Resumen de los contenidos de metales "pseudo-totales" (mg/kg), en suelos de huerta de Castellón, y comparación con suelos agrícolas de Castellón (1) y el rango de concentraciones en suelos de manera global (2)	133
Tabla 5.8.	Contenido de metales totales o "pseudo-totales" (mg/kg) en diferentes zonas agrícolas de España	135

TABLAS	Pág
Tabla 5.9. Contenido de metales totales o "pseudo-totales" (mg/kg) en diferentes zonas agrícolas del mundo	136
Tabla 5.10. Propuestas de concentraciones máxima aceptables de metales traza considerados como fitotóxicos en suelos agrícolas (mg/kg). Fuente: Kabata-Pendias (1995)	137
Tabla 5.11. Coeficientes de correlación bivariados entre el contenido de metales "pseudo-totales" (Correlación de Rho de Spearman)	156
Tabla 5.12. Factores del análisis de componentes principales para los contenidos de metales "pseudo-totales"	158
Tabla 5.13. Coeficientes de correlación bivariados entre características y propiedades edáficas y las concentraciones "pseudo-totales" de metales pesados (Correlación de Rho de Spearman)	161
Tabla 5.14. Rectas de regresión que relacionan las características y propiedades edáficas con las concentraciones "pseudo-totales" de metales pesados	162
Tabla 5.15. Varianza explicada por las características y propiedades del suelo en los modelos de las rectas de regresión de las concentraciones "pseudo-totales" de los metales pesados	171
Tabla 5.16. Factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales para las características del suelo y el contenido de metales "pseudo-totales"	175
Tabla 5.17. Resumen de los contenidos de metales extraíbles (mg/kg) con EDTA 0,05M a pH=7, en suelos de huerta de Castellón	176
Tabla 5.18. Contenido de metales extraíbles (mg/kg) en suelos agrícolas	180
Tabla 5.19. Coeficientes de correlación bivariados entre los metales extraíbles con EDTA 0,05M (Correlación de Rho de Spearman)	198
Tabla 5.20. Factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales de las fracciones extraíbles de los metales pesados	199
Tabla 5.21. Coeficientes de correlación bivariados entre las características y propiedades edáficas y el contenido de metales extraíbles con EDTA (Correlación de Rho de Spearman)	202
Tabla 5.22. Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales "pseudo-totales" y las fracciones extraíbles con EDTA (Correlación de Rho de Spearman)	203
Tabla 5.23. Rectas de regresión que explican la varianza del contenido extraíble de los metales a partir de su contenido "pseudo-total"	204
Tabla 5.24. Rectas de regresión que explican la varianza del contenido extraíble, en función de las características edáficas y su contenido "pseudo-total"	205
Tabla 5.25. Factores del análisis de componentes principales para las características del suelo y el contenido de metales extraíbles con EDTA	216
Tabla 5.26. Contenido de metales totales en cultivos de hoja (acelgas (n=10) y lechugas (n=4)) y en cultivos de inflorescencia (alcachofas (n=16)). Concentración expresada en peso seco del cultivo	217
Tabla 5.27. Contenido de metales totales en cultivos de hoja (acelgas (n=10) y lechugas (n=4)) y en cultivos de inflorescencia (alcachofas (n=16)). Concentración expresada en peso fresco del cultivo	218
Tabla 5.28. Contenido de metales en cultivos (mg/kg), expresado en peso seco	220

TABLAS	Pág
Tabla 5.29. Contenido de metales en cultivos (mg/kg), expresado en peso fresco	221
Tabla 5.30. Características y propiedades del suelo, agrupadas en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16)	240
Tabla 5.31. Contenido de metales totales en suelos (mg/kg) agrupados en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16)	242
Tabla 5.32. Contenido de metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0 en suelos (mg/kg) agrupados en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16)	242
Tabla 5.33. Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso seco (Correlación de Rho de Spearman)	245
Tabla 5.34. Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los dos tipos de cultivos (Correlación de Rho de Spearman). En la parte sombreada para los cultivos de hojas y en la parte no sombreada para los cultivos de inflorescencia	246
Tabla 5.35. Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso fresco (Correlación de Rho de Spearman)	246
Tabla 5.36. Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los dos tipos de cultivos (Correlación de Rho de Spearman). En la parte sombreada para los cultivos de hojas y en la parte no sombreada para los cultivos de inflorescencia	246
Tabla 5.37. Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso seco (Correlación de Rho de Spearman)	249
Tabla 5.38. Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los cultivos de hoja (Correlación de Rho de Spearman)	249
Tabla 5.39. Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los cultivos de inflorescencia (Correlación de Rho de Spearman)	249
Tabla 5.40. Coeficientes de correlación entre las características edáficas y los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso fresco (Correlación de Rho de Spearman)	250
Tabla 5.41. Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso fresco, para los cultivos de hoja (Correlación de Rho de Spearman)	250
Tabla 5.42. Coeficientes de correlaciones bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso fresco, para los cultivos de inflorescencia (Correlación de Rho de Spearman)	250
Tabla 5.43. Rectas de regresión que relacionan los contenidos de metales en los cultivos, para el conjunto de los cultivos (Ambos), los cultivos de inflorescencia (Inflorescencia) o los cultivos de hoja (Hojas), con las características del suelo	251

TABLAS	Pág
Tabla 5.44. Coeficientes de correlación bivariados entre la concentración de metales en los cultivos y el contenido de ese metal. En primer lugar la concentración "pseudo-total" (Suelo) y seguidamente la concentración extraída con EDTA (EDTA), para el conjunto de los cultivos y para los dos cultivos por separado	258
Tabla 5.45. Rectas de regresión que explican la relación del contenido extraíble o "pseudo-total" de los metales en el suelo y el contenido en cultivos, expresado en peso seco o fresco	260
Tabla 5.46. Coeficientes de correlación bivariados entre el Cd de los cultivos y el Zn del suelo (Correlación de Rho de Spearman)	261
Tabla 5.47. Coeficientes de correlación bivariados entre el Cr de los cultivos y el Mn del suelo (Correlación de Rho de Spearman)	263
Tabla 5.48. Coeficientes de correlación bivariados entre el Cu de los cultivos y el Cd del suelo (Correlación Rho de Spearman)	264
Tabla 5.49. Coeficientes de correlación bivariados entre el Fe de los cultivos y el Pb del suelo (Correlación Rho de Spearman)	265
Tabla 5.50. Muestras que presentan valores discordantes en las poblaciones de metales y entre paréntesis se presenta el valor de la muestra. Los valores se expresan en mg/kg, excepto para el Cd que son $\mu\text{g}/\text{kg}$	273
Tabla 5.51. Niveles de fondo (mg/kg), excepto para el Cd que se expresan en $\mu\text{g}/\text{kg}$	274
Tabla 5.52. Estadísticos de la población de fondo utilizando diferentes umbrales o <i>thresholds</i>	276
Tabla 5.53. Principales parámetros estadísticos descriptivos del punto de inflexión, que separa las poblaciones en dos subpoblaciones, y de la población de fondo. Valores expresados en mg/kg, excepto para el que se expresan en Cd $\mu\text{g}/\text{kg}$	277
Tabla 5.54. Principales parámetros estadísticos descriptivos de la población de fondo obtenidos a partir de las gráficas probabilísticas. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en $\mu\text{g}/\text{kg}$	280
Tabla 5.55. Valores de referencia para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en $\mu\text{g}/\text{kg}$	281
Tabla 5.56. Valores de referencia genéricos (VRG), expresados en mg/kg, calculados a partir de rectas de regresión	283
Tabla 5.57. Valores de referencia específicos	284
Tabla 5.58. Propuesta de niveles de fondo (mg/kg) para los suelos hortícolas de Castellón	285
Tabla 5.59. Propuesta de valores de referencia (mg/kg) para los suelos hortícolas de Castellón y comparación con otros valores de referencia	286

FIGURAS	Pág
Figura 1.1. Fuentes de contaminación en el sistema suelo-planta. Fuente: Modificado de Tiller (1989)	10
Figura 1.2. Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agroecosistemas. Fuente: Adriano (2001)	11
Figura 1.3. Esquema de los procesos en el sistema suelo que afectan a los metales pesados. Fuente: Adriano (2001)	13
Figura 3.1. Área de estudio y distribución comarcal de la provincia de Castellón	35
Figura 3.2. Mapa de distribución de precipitaciones y temperatura en la provincia de Castellón. Fuente: Pérez Cueva (1994)	37
Figura 3.3. Diagramas ombroclimáticos representativos de la provincia de Castellón. Fuente: Pérez Cueva (1994)	38
Figura 3.4. Mapa de suelos de la provincia de Castellón. Fuente: COPUT (1984)	41
Figura 3.5. Usos del suelo de la provincia de Castellón. Fuente: COPUT (1990-91)	50
Figura 3.6. Distribución de la tierra agrupada por cultivos, año 2001. Fuente: CAPA (2003)	52
Figura 4.1. Distribución de las parcelas muestreadas en el área de estudio	71
Figura 4.2. Distribución de las 16 submuestras en cada parcela muestreada	72
Figura 4.3. Esquema del protocolo seguido para la digestión de suelo, método USEPA 3051 A (USEPA, 1998)	84
Figura 4.4. Esquema del protocolo seguido para la extracción de suelo con EDTA 0,05M a pH=7,0, método Boluda <i>et al.</i> (1993)	89
Figura 4.5. Esquema del protocolo seguido para la digestión de cultivos, método USEPA 3052 (USEPA, 1996)	92
Figura 4.6. Ejemplo de diagrama de caja	105
Figura 4.7. Ejemplo de separación, mediante gráficas probabilísticas, de las dos poblaciones de metales pesados	108
Figura 5.1. Evolución de la concentración media del Pb y el error de muestreo en las tres fases de muestreo	119
Figura 5.2. Tamaño muestral óptimo calculado tras las diferentes fases de muestreo para el Pb, con un nivel de confianza del 95% y variando el error de muestreo, calculado como un porcentaje de la media (10%, 11%, 12% y 15%)	119
Figura 5.3. Valores de pH en agua para cada una de las parcelas analizadas	121
Figura 5.4. Valores de pH en KCl para cada una de las parcelas analizadas	121
Figura 5.5. Conductividad eléctrica (dS/m) en el extracto de pasta saturada para cada una de las parcelas analizadas	122
Figura 5.6. Contenido de materia orgánica (%) para cada una de las parcelas analizadas	123
Figura 5.7. Contenido de carbonatos (%) para cada una de las parcelas analizadas	124
Figura 5.8. Capacidad de Intercambio Catiónico (cmol _c (+)/kg) para cada una de las parcelas analizadas	125
Figura 5.9. Porcentaje de la fracción Arena para cada una de las parcelas analizadas	126
Figura 5.10. Porcentaje de la fracción Limo para cada una de las parcelas analizadas	127
Figura 5.11. Porcentaje de la fracción Arcilla para cada una de las parcelas analizadas	127

FIGURAS	Pág
Figura 5.12. Representación de las variables, características y propiedades edáficas, frente a los tres factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales	131
Figura 5.13. Dendrograma en el que se relacionan las características y propiedades edáficas	132
Figura 5.14. Concentración de Cd (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	139
Figura 5.15. Concentración de Co (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	141
Figura 5.16. Concentración de Cr (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	143
Figura 5.17. Concentración de Cu (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	146
Figura 5.18. Concentración de Fe (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	148
Figura 5.19. Concentración de Mn (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	149
Figura 5.20. Concentración de Ni (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	150
Figura 5.21. Concentración de Pb (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	152
Figura 5.22. Concentración de Zn (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	154
Figura 5.23. Representación de las variables, contenidos de metales "pseudo-totales", frente a los tres factores obtenidos en el análisis de componentes principales	159
Figura 5.24. Dendrograma de los metales "pseudo-totales"	160
Figura 5.25. Representación de las variables, características edáficas y las concentraciones "pseudo-totales" de metales pesados, frente a los tres primeros factores del análisis de componentes principales	174
Figura 5.26. Contenido de Cd extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	181
Figura 5.27. Contenido de Co extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	184
Figura 5.28. Contenido de Cr extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	185
Figura 5.29. Contenido de Cu extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	187
Figura 5.30. Contenido de Fe extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	189
Figura 5.31. Contenido de Mn extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	191
Figura 5.32. Contenido de Ni extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	193
Figura 5.33. Contenido de Pb extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	194
Figura 5.34. Contenido de Zn extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas	196
Figura 5.35. Representación de las variables, concentración de fracciones extraíbles de metales, frente a los tres primeros factores obtenidos en el análisis de componentes principales	199
Figura 5.36. Dendrograma de los metales extraíbles	201

FIGURAS	Pág
Figura 5.37. Representación de las variables, características edáficas y contenido extraíble con EDTA de metales, frente a los tres primeros factores obtenidos en el análisis de componentes principales	215
Figura 5.38. Contenido de Cd (mg/kg en peso fresco) en las muestras de alcachofa. LS corresponde al Límite superior permitido para el Cd en hortalizas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001).	224
Figura 5.39. Contenido de Cd (mg/kg en peso fresco) en los cultivos de hoja. LS corresponde al Límite superior para el Cd en hortalizas de hoja según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001)	224
Figura 5.40. Contenido de Co (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.	225
Figura 5.41. Contenido de Cr (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos	227
Figura 5.42. Contenido de Cu (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos	228
Figura 5.43. Contenido de Fe (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos	230
Figura 5.44. Contenido de Mn (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos	231
Figura 5.45. Contenido de Ni (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos	233
Figura 5.46. Contenido de Pb (mg/kg en peso fresco) en las muestras de alcachofas. LS corresponde al Límite superior permitido de Pb en hortalizas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001)	234
Figura 5.47. Contenido de Pb (mg/kg en peso fresco) en las muestras de cultivo de hoja. LS corresponde al Límite superior permitido de Pb en hortalizas de hojas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001)	235
Figura 5.48. Contenido de Zn (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.	236
Figura 5.49. Comparación del contenido de metales entre los cultivos de hoja (TIPO_CUL 1) y los cultivos en inflorescencia (TIPO_CUL 2)	238
Figura 5.50. Diagramas de caja	272
Figura 5.50 (Continuación). Diagramas de caja	273
Figura 5.51. Gráficas probabilísticas	275
Figura 5.52. Representación de las gráficas probabilísticas del Cd y Co en suelos hortícolas de la provincia de Castellón	278
Figura 5.53. Representación de las gráficas probabilísticas del Cr, Cu, Fe y Mn en suelos hortícolas de la provincia de Castellón	279
Figura 5.54. Representación de la gráfica probabilísticas del Pb en suelos hortícolas de la provincia de Castellón	280

ABREVIATURAS

Ac	Arcilla
Ar	Arena
As	Arsénico
CA	Carbonatos
Cd	Cadmio
Cd_ex	Cadmio extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Cd_t	Cadmio "pseudo-total"
CE	Conductividad eléctrica
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
CIDE	Centro de Investigaciones sobre Desertificación
Co	Cobalto
Co_ex	Cobalto extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Co_t	Cobalto "pseudo-total"
COPUT	Conselleria d'Obres Públiques i Transports
Cr	Cromo
Cr_ex	Cromo extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Cr_t	Cromo "pseudo-total"
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas
CRM	Materiales de Referencia Certificados
Cu	Cobre
Cu_ex	Cobre extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Cu_t	Cobre "pseudo-total"
CV	Coefficiente de Variación
DTPA	Ácido dietilentriamino pentaacético
ds	Desviación standar
EDTA	Ácido etileno diamino tetracético
Fe	Hierro
Fe_ex	Hierro extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Fe_t	Hierro "pseudo-total"
Hg	Mercurio
Li	Limo
MAPA	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
MIMAM	Ministerio de Medio Ambiente
Mn	Manganeso
MO	Materia orgánica
NE	Noreste
Ni	Níquel
Ni_ex	Níquel extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Ni_t	Níquel "pseudo-total"
p90	Percentil 90
pH_a/pH_agua	pH en el extracto 1:2,5 suelo:agua
pH_k/pH_kCl	pH en el extracto 1:2,5 suelo:KCl
Pb	Plomo
Pb_ex	Plomo extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Pb_t	Plomo "pseudo-total"
RD	Real Decreto
USDA	Departamento de Agricultura de EEUU
USEPA	Agencia de Protección Medioambiental de EEUU
Zn	Zinc
Zn_ex	Zinc extraíble con EDTA 0,05M a pH=7,0
Zn_t	Zinc "pseudo-total"

1. INTRODUCCIÓN

1.1. CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

Los metales pesados son un conjunto de elementos que presentan como característica común su elevada densidad (Duffus, 2002). A pesar de ser un término controvertido, por impreciso, ha sido ampliamente utilizado en la bibliografía científica (Phipps, 1981; Tiller, 1989). Esta denominación tiene connotaciones de contaminación o toxicidad (Duffus, 2002), pero tiene un escaso significado biológico al agrupar elementos con distinto comportamiento (Phipps, 1981; Duffus, 2002). Así, la esencialidad de algunos metales pesados para las plantas superiores (Cu, Fe, Mn, Zn) es bien conocida (Aller y Deban, 1989; Ross y Kaye, 1994), también para animales (Co, Cr, Ni) y seres humanos (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, V, Co y Cr) (Oliver, 1997). Sin embargo, la presencia de otros metales pesados (p. ej. Cd o Pb), no esenciales, puede llegar a limitar el crecimiento vegetal y/o ser tóxicos para las plantas, animales y seres humanos (Adriano, 2001). Además, incluso elevadas concentraciones de elementos esenciales pueden causar efectos negativos sobre los seres vivos (Oliver, 1997; Gupta y Gupta, 1998; Weber y Karczewska, 2004).

El estrés en las plantas, derivado de un excesivo contenido de metales pesados en los suelos, es mayor que el provocado por la deficiencia de metales pesados (Kabata-Pendias, 2004). La fitotoxicidad producida por la elevada concentración de metales pesados, que afecta al crecimiento y desarrollo vegetal, es debida tanto a la toxicidad intrínseca de los metales, como al carácter acumulativo de cada elemento (Gupta y Gupta, 1998; García y Dorronsoro, 2001). Los efectos negativos en las plantas son diversos. Algunos de los más destacables son la alteración de las relaciones planta-agua; el incremento de la permeabilidad de las raíces, que las hace menos selectivas para la absorción de elementos desde el medio; la inhibición de la fotosíntesis y respiración; y la modificación

de las actividades de algunos enzimas metabólicos (Chang *et al.*, 1992).

Las principales vías de entrada de los metales a las plantas son el aire, el agua y el suelo, siendo las plantas un punto de conexión importante entre la parte abiótica y biótica del ecosistema en la transferencia de metales (Hamilton, 1995). Los principales peligros ambientales de la transferencia de metales pesados desde el suelo a las plantas son la entrada de los metales en la cadena trófica, la pérdida de cobertura vegetal o cosecha por su fitotoxicidad y la absorción de metales desde el suelo por plantas tolerantes, que pueden producir efectos tóxicos en la flora y la fauna (Kabata-Pendias, 2004). Por lo tanto, además del suelo las plantas son un elemento importante en los procesos de contaminación. Esto es especialmente relevante en zonas agrícolas, ya que la transferencia de metales pesados a los seres humanos puede producirse de manera directa.

La ingestión de alimentos y bebidas es una fuente importante en la entrada y asimilación de metales, tóxicos y esenciales, en los seres humanos. El contenido excesivo de metales pesados en el cuerpo humano también puede ser debido a la absorción excesiva, a una reducción en la pérdida desde el cuerpo y/o a la disminución en la metabolización de los mismos por antagonismos o bloqueos metabólicos (Gupta y Gupta, 1998). Los metales con mayor peligrosidad, por su toxicidad, para los seres humanos son el As, Cd, Hg y Pb (Chojnacka *et al.*, 2005). De hecho, la concentración máxima de Cd, Pb y Hg permitida en los alimentos se fijó mediante la Directiva CE nº 466/2001 (DOCE, 2001). Esta legislación trata de impedir efectos adversos por una excesiva acumulación de estos metales en los seres humanos.

La cantidad ingerida de metales se obtiene conociendo la concentración presente en los alimentos ingeridos y la cantidad de los alimentos en la dieta diaria (Wagner, 1993). Así, se estima que 1/3

del Cd ingerido en la dieta es de productos animales, mientras las 2/3 partes restantes provienen de productos vegetales (Nasreddine y Parent-Massin, 2002). No obstante, los factores que influyen en la entrada de metales pesados en el cuerpo humano a través de la dieta son diversos, entre los que destacan edad, sexo, raza, zona de residencia y preferencias personales (Wagner, 1993; Oliver, 1997).

La comparación del aporte de metales pesados de diversos grupos de alimentos a la dieta de la población de distintas Comunidades Autónomas (Galicia, Andalucía, Comunidad de Madrid y Comunidad Valenciana), realizada por Cuadrado *et al.* (1995), demostró la importancia de las hortalizas en la Comunidad Valenciana. Respecto a otros grupos de alimentos, únicamente los cereales tienen mayor peso en la ingestión de metales pesados (Cu, Fe, Zn). Además, es destacable la contribución relativa de las hortalizas en el aporte de Pb y, en menor medida, de Cd en los valencianos a través de la dieta.

Los metales pesados pueden ser transferidos a los cultivos desde el suelo, que es un elemento clave en la regulación de la dinámica de los mismos. Este hecho, muchas veces olvidado, hace que sea importante conocer la concentración y dinámica de metales pesados en los suelos para evaluar si son o no adecuados para la agricultura (Condrón *et al.*, 2000; Andrades *et al.*, 2000; Arshad y Martín, 2002). Así, preservando la calidad del suelo puede garantizarse la calidad de los cultivos.

Los efectos negativos producidos por los metales pesados en las diferentes partes de los agroecosistemas, suelos, cultivos y agua, así como, en los seres humanos, desde hace décadas, despertó el interés de muchos investigadores. También la sociedad, en general, y los políticos se han concienciado de este problema medioambiental, y desde la década de los 90 se han adoptado, a nivel internacional, políticas para garantizar una mayor protección medioambiental y un desarrollo sostenible. Dentro de estas políticas, en la cumbre de Río

de Janeiro (1992) los diferentes Estados participantes firmaron una serie de declaraciones relacionadas con la protección del suelo. Actualmente, esta materia ha adquirido gran relevancia, tanto a nivel Europeo como nacional, como se desprende de las recientes actuaciones en el marco legislativo.

En el año 1998 se promulgó a nivel nacional la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos (BOE, 1998), que transpone la Directiva 91/156/CEE, del Consejo de 18 de marzo relativa a residuos (CCE, 1991). Esta Ley tiene por objeto prevenir la producción de residuos, establecer el régimen jurídico de su producción y gestión, y fomentar, por este orden, su reducción, reutilización, reciclado y otras formas de valorización. Asimismo, otro objetivo de la ley es la regulación de suelos contaminados. De hecho, en su Título V, *Suelos contaminados*, se establece que las Comunidades Autónomas realizarán un inventario de los suelos contaminados, evaluando los riesgos para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que, en función de la naturaleza de los suelos y de los usos, se determinen por el Gobierno, previa consulta a las Comunidades Autónomas. Por otro lado, la Ley 10/2000, de 12 de Diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana (DOGV, 2000), establece en su Título IV la gestión de los suelos contaminados en el ámbito autonómico, si bien se mantiene el mismo vacío legal en cuanto a estándares y criterios para la caracterización de la contaminación del suelo por metales pesados, que en la ley de ámbito nacional.

La reciente publicación del Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) establece los valores de referencia genéricos para compuestos orgánicos, así como un listado de actividades potencialmente contaminantes, a partir de los cuales deberá realizarse un inventario actualizado de suelos contaminados. En cuanto a los valores de referencia para metales pesados, que deben establecerse a escala regional al no ser elementos de origen exclusivamente antrópico, este

Real Decreto solamente propone los criterios para su establecimiento. Asimismo, establece los criterios para declarar un suelo como contaminado, definiendo las circunstancias que deben concurrir en función de si es prioritaria la protección de la salud humana o la protección de los ecosistemas.

En el ámbito internacional, es destacable que en Marzo de 2002 se realizó una Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones denominada "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo" (CCE, 2002). En esta comunicación se analizan las principales amenazas para el suelo en la Unión Europea, entre las que destacan la erosión, contaminación y pérdida de materia orgánica. Además, se analizan las medidas que se están llevando a cabo para la protección del suelo y de qué modo, en el futuro, se puede desarrollar una estrategia comunitaria global.

Los resultados de los trabajos realizados por los grupos de trabajo definidos en el marco de esta Comunicación se han publicado en varios informes. El informe sobre contaminación del suelo (Van Camp *et al.*, 2004) analiza los tipos de contaminación, local o difusa, su extensión en Europa y de qué manera se puede abordar tanto su estudio como la protección de los suelos y la descontaminación de aquellos enclaves ya contaminados.

1.2. LOS METALES PESADOS EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS

La composición química de la roca madre y los procesos de meteorización condicionan, de forma natural, la concentración de diferentes metales pesados en los suelos (Tiller, 1989; Ross, 1994a). En la Tabla 1.1 se presentan las concentraciones típicas de los metales pesados ($\mu\text{g/g}$) para los principales tipos de rocas (Ross, 1994a). Los rangos son muy variables en función del tipo de roca de

la que se trate y, generalmente, las concentraciones son mucho mayores en las rocas ígneas. Este hecho, implica que los rangos de concentración natural de los metales en los suelos pueden ser amplios y están condicionados, básicamente, por el tipo de roca madre y el grado de meteorización de la misma. Estos factores dependen, en gran medida, de la zona de estudio y, por lo tanto, existe una importante variabilidad espacial en la concentración de metales en los suelos.

Tabla 1.1. Concentración típica de metales pesados ($\mu\text{g/g}$) en los principales tipos de rocas.

	Rocas básicas			Rocas sedimentarias		
	Ultrabásicas	Básicas	Granito	Calcáreas	Areniscas	Esquistos
Cd	0,12	0,13-0,2	0,09-0,2	0,028-0,1	0,05	0,2
Co	110-150	35-50	1	0,1-4	0,3	19-20
Cr	2.000-2.980	200	4	10-11	35	90-100
Cu	10-42	90-100	10-13	5,5-15	30	39-50
Hg	0,004	0,01-0,08	0,08	0,05-0,16	0,03-0,29	0,18-0,5
Mn	1.040-1.300	1.500-2.200	400-500	620-1.100	4-60	850
Ni	2.000	150	0,5	7-12	2-9	68-70
Pb	0,1-14	3-5	20-24	5,7-7	8-10	20-23
Sn	0,5	1-1,5	3-3,5	0,5-4	0,5	4-6
Zn	50-58	100	40-52	20-25	16-30	100-120

Fuente: Ross (1994a).

La concentración natural se modifica, incrementándose, por diversas actividades humanas, entre las que destacan la minería, la fundición, la producción energética, la actividad industrial, la producción y uso de plaguicidas, el tratamiento y depósito/vertido de residuos, etc. (Gzyl, 1999; Weber y Karczewska, 2004). En Europa, estas actividades se han incrementado desde hace varias décadas. Este hecho hace que, hoy en día, sea muy difícil identificar una zona en la que se tenga la certeza de que nunca ha habido entrada de metales pesados de origen antrópico (Kabata-Pendias, 1995).

En los suelos agrícolas, la entrada de metales se produce, mayoritariamente, desde los fertilizantes, plaguicidas, estiércol y, también, desde la atmósfera (Nriagu, 1990; Alloway y Jackson, 1991). Por ejemplo, los fertilizantes fosforados aportan una cantidad

importante de Cd, y para el control de plagas se han utilizado sales de Zn y arsenatos de Cu y Pb (Tiller, 1989). También el agua de riego y el uso, cada vez más extendido, de enmiendas orgánicas o biosólidos, entre los que destacan los lodos de depuradora y composts realizados a partir de residuos sólidos urbanos (RSU) o de residuos industriales, son importantes fuentes de metales en los suelos agrícolas (Webber, 1981; Ross, 1994a; Adriano, 2001; Nicholson *et al.*, 2003).

La utilización de residuos orgánicos como enmiendas a suelos hortícolas, produce un incremento, entre otras características, del contenido de materia orgánica, un efecto positivo en la agregación del suelo, y un mayor aporte de micronutrientes, que puede inducir un aumento de la producción agrícola (Albiach *et al.*, 2001; Zheljzakov y Warman, 2003). Sin embargo, el contenido de contaminantes orgánicos y metales pesados, que limita la cantidad que se puede adicionar sin suponer un riesgo para la salud humana, quizás merman los efectos beneficiosos de las enmiendas orgánicas (Sánchez-Monedero *et al.*, 2004). Para evitar los problemas derivados de un exceso de metales se regularon los niveles máximos permitidos en el compost y lodos (Real Decreto 1310/1990 del BOE 262/1990) para uso agrícola. Por otro lado, es destacable, la reducción a lo largo del tiempo del contenido de los metales pesados en los lodos, debida, en gran medida, a las mejoras en los procesos industriales (Alloway y Jackson, 1991) y a las mayores restricciones impuestas por las legislaciones que regulan las concentraciones de metales pesados en las aguas residuales (Oliver *et al.*, 2005).

En la Figura 1.1 se presenta un esquema de las posibles fuentes de metales al sistema agrícola, tanto al suelo como a los cultivos. También se refleja la transferencia de los metales desde el sistema suelo-planta a los seres humanos. Por tanto, se puede observar que la contaminación por metales pesados de los suelos puede afectar de manera directa a la salud humana (Nriagu, 1990). Los metales

pueden llegar a los seres humanos desde el suelo bien por ingestión directa o a través de la ingestión de plantas y/o animales, aunque también a través del aire y las aguas superficiales (Chang *et al.*, 1992; Oliver, 1997). Por otro lado, de manera indirecta, la contaminación por metales pesados tiene efectos sobre el bienestar del ser humano al interferir en la "salud" ambiental (Nriagu, 1990).

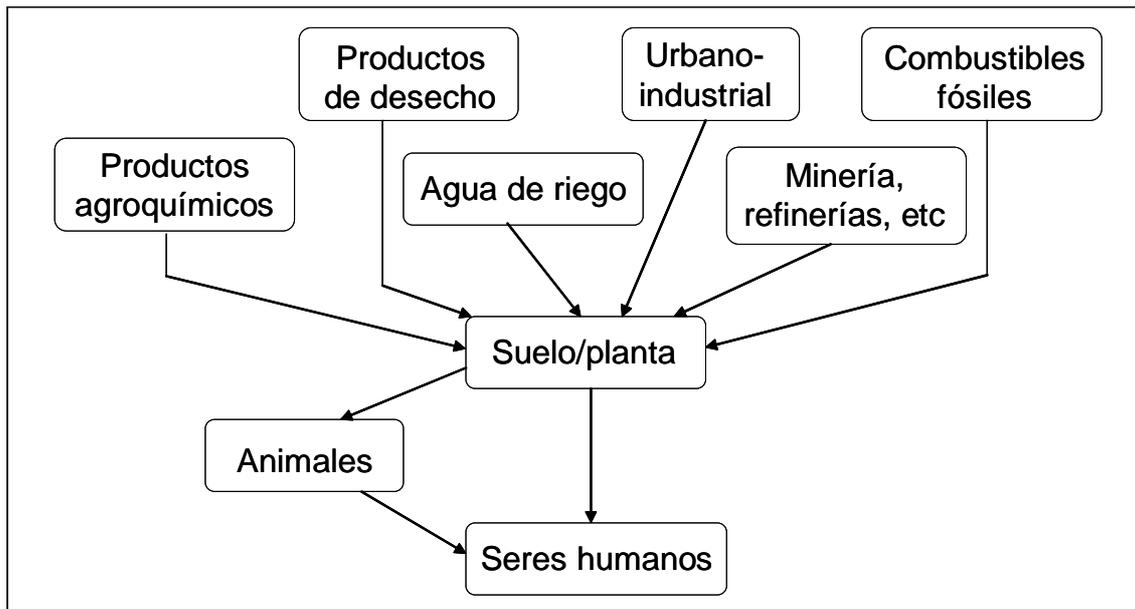


Figura 1.1. Fuentes de contaminación en el sistema suelo-planta.

Fuente: Modificado de Tiller (1989).

1.2.1. El suelo como regulador de la disponibilidad de los metales pesados para los cultivos

El suelo acumula y concentra los metales pesados, debido a su capacidad de retención, sobre todo en las capas superficiales. De hecho, la acumulación de los metales pesados tiene lugar en la parte biológicamente más activa del suelo, de modo que los metales pueden ser fácilmente accesibles para los cultivos (Nriagu, 1990). Las reacciones químicas, que tienen lugar en el suelo, controlan el movimiento de los metales dentro del suelo y su absorción por las plantas (Tiller, 1989). Por lo tanto, es necesario conocer de qué manera se comportan los metales en el suelo y cómo repercute su

comportamiento en la transferencia de metales a las plantas (Hamilton, 1995).

En la Figura 1.2 se presenta el esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en los agroecosistemas (Adriano, 2001). Se representan las entradas y salidas de metales pesados en los agroecosistemas, así como las posibles transferencias de los metales entre dos de los principales componentes de los agroecosistemas, los cultivos y el suelo. El contenido de metales en los cultivos depende de una gran variedad de factores. De todos ellos, hay que destacar la especie vegetal, el tipo de suelo y sus características físico-químicas, y las condiciones climáticas (Hooda *et al.*, 1997; Chojnacka *et al.*, 2005), ya que influyen tanto en la toma de los metales por la planta como en su distribución entre los diferentes órganos vegetales (Angelova *et al.*, 2004).

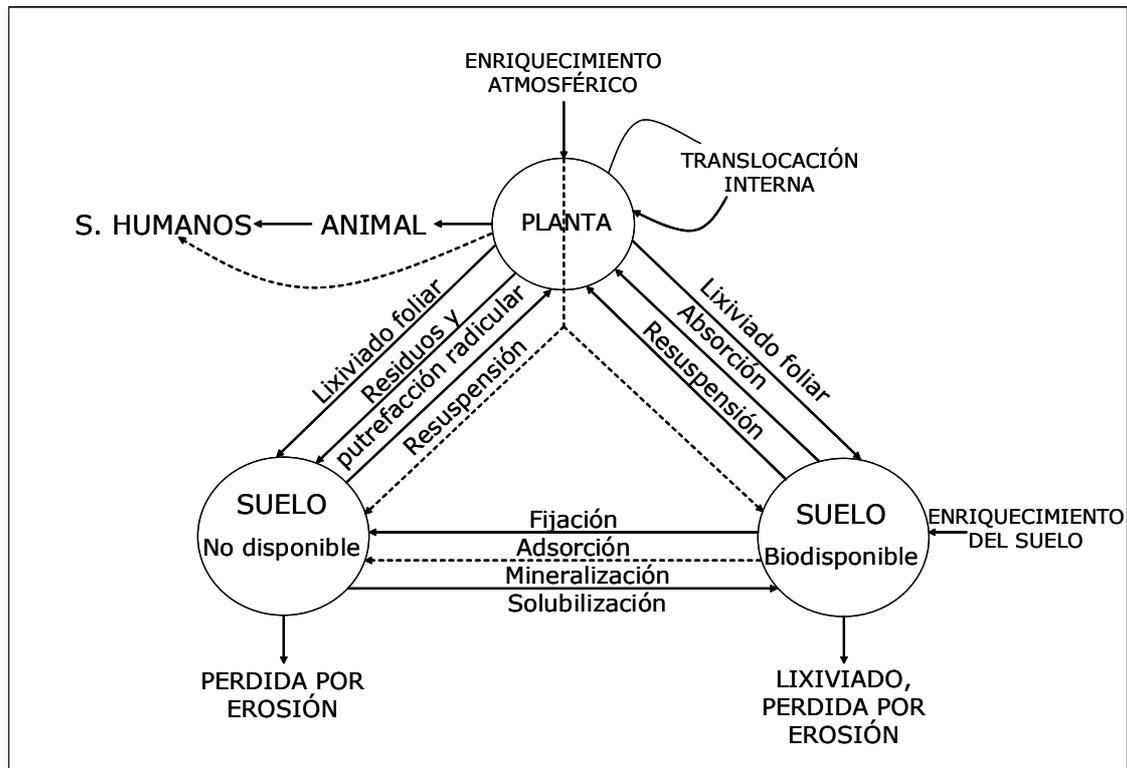


Figura 1.2.- Esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en agroecosistemas.

Fuente: Adriano (2001).

Los metales en el suelo pueden estar disponibles o no disponibles para las plantas (Figura 1.2), dependiendo de diversos procesos que tienen lugar en el suelo. Los procesos más importantes son la meteorización de la roca madre; la disolución, solubilidad y precipitación; la absorción por las plantas e inmovilización por organismos edáficos; el intercambio en los sitios de cambio de arcillas y materia orgánica; la adsorción o desorción en óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn; la formación de quelatos con diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo y la lixiviación de los iones móviles y quelatos organo-metálicos solubles (Ross, 1994b). Las características edáficas y las del metal condicionan, en gran medida, que tenga lugar uno o varios de estos procesos. Así, la solubilidad y, por tanto, la movilidad de los metales en el suelo puede incrementarse por tres procesos, descenso de pH, modificaciones en las condiciones redox, incremento de la concentración de algunas sales inorgánicas y de agentes complejantes, naturales o sintéticos, que producen cambios en la especiación de los metales (Bourg, 1995). Por otro lado, la adsorción de los metales al suelo se incrementa al aumentar el contenido de arcillas, óxidos de Fe y Mn o materia orgánica, ya que los metales en el suelo pueden quedar adsorbidos por el efecto de estos componentes (Ross, 1994a).

En la Figura 1.3 se presenta un esquema de los procesos y los componentes del suelo que condicionan que un metal esté en la solución del suelo, y por lo tanto potencialmente disponible para las plantas, o esté retenido en los diferentes componentes del suelo.

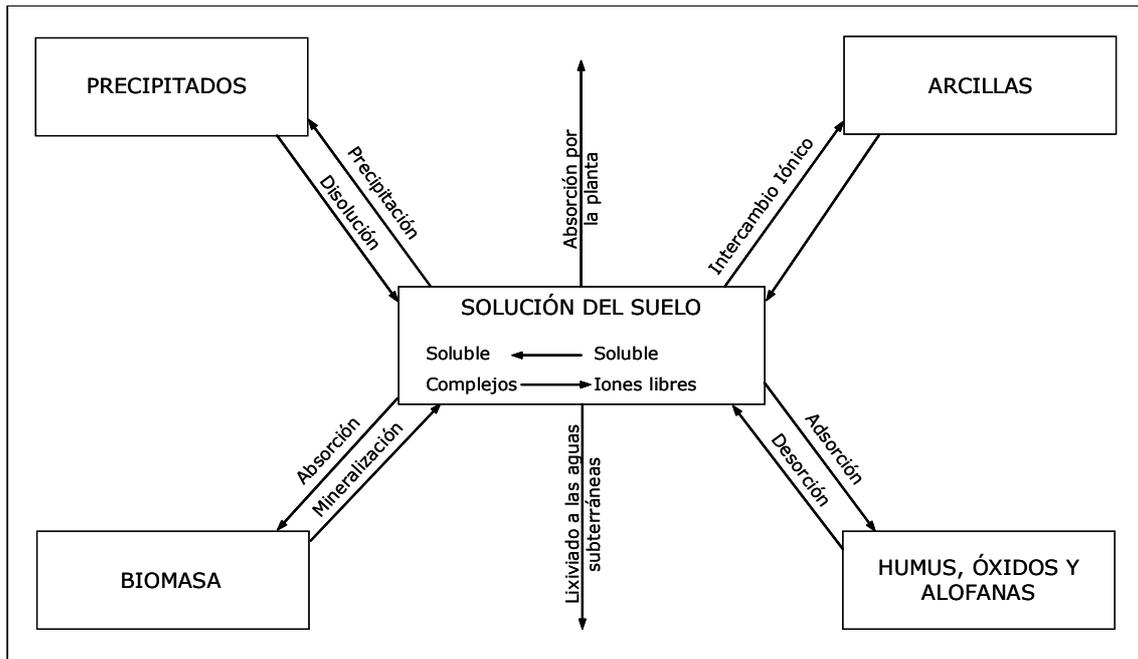


Figura 1.3.- Esquema de los procesos en el sistema suelo que afectan a los metales pesados.

Fuente: Adriano (2001).

Las características y propiedades del suelo que influyen en las reacciones, transformaciones y movilidad de los metales en el suelo son el pH, el potencial redox, la materia orgánica, la superficie específica de los coloides, los carbonatos, la capacidad de intercambio catiónico, los óxidos de Fe y Mn, y el tipo y la cantidad de arcilla (Ross, 1994b). Además, las interrelaciones entre las características edáficas también influyen de manera significativa en el comportamiento de los metales (Basta *et al.*, 1993). A modo de ejemplo, el contenido de materia orgánica intervendrá de manera diferente en la retención o solubilidad de los metales en función de si el suelo es ácido o básico.

La heterogeneidad de la dinámica de los metales pesados queda reflejada, claramente, en las diferencias en su comportamiento en el suelo. Así, algunos metales tienen mayor afinidad por la materia orgánica, mientras otros por las arcillas o los óxidos de Fe y Mn o pueden precipitar en forma de carbonatos (McLean y Bledsoe, 1992).

El pH del suelo es el principal factor que condiciona los procesos de adsorción en el suelo (Cala Rivero, 1998), y la actividad de los metales (Houba *et al.*, 1996). Los resultados obtenidos por Basta *et al.* (1993) sugieren que el pH es la característica edáfica que más afecta a la adsorción de Cd, Cu y Pb. La forma en que el pH afecta a la adsorción de los metales en el suelo ha sido explicada por diversos mecanismos. Algunos de estos mecanismos son la precipitación, la hidrólisis metálica seguida de la adsorción de las especies de metales y la competencia de los cationes metálicos por los sitios de intercambio (Basta y Tabatabai, 1992) o la ionización de grupos superficiales, el desplazamiento del equilibrio en las reacciones de complejación superficiales, la competencia con H_3O^+ y Al^{3+} por los sitios negativos y los cambios en la especiación metálica (Msaky y Calvet, 1990). Además, generalmente, los metales quedan retenidos en el suelo a pH básicos, mientras que a pH ácidos los metales están más solubles siendo, por lo tanto, mayor su disponibilidad para las plantas (Ross, 1994b). No obstante, existen excepciones, pudiendo estar algunos metales, como el As, Se y Cr hexavalente, más biodisponibles a pHs básicos (McLean y Bledsoe, 1992).

Los constituyentes de la materia orgánica le proporcionan sitios para la adsorción de metales (grupos funcionales con comportamiento ácido, tales como carboxílicos, fenólicos, alcohólicos, enólicos-OH y grupos aminos), pudiendo ser la principal fuente de la capacidad de intercambio catiónico en las capas superficiales del suelo (McLean y Bledsoe, 1992). Incluso en suelos agrícolas, generalmente con bajas concentraciones de materia orgánica, la contribución de la materia orgánica a la capacidad de intercambio catiónico es significativa, aunque varía en función del tipo de suelo (Kabata-Pendias, 2004). Además, la materia orgánica puede retener a los metales tanto por su capacidad de intercambio catiónico como por su capacidad quelante (Sauvé *et al.*, 1998; Adriano, 2001).

La composición granulométrica de los suelos tiene una gran importancia en la retención de los metales debida, fundamentalmente, a la capacidad de adsorción de las arcillas. Esto hace que una mayor o menor concentración de arcilla condicione, en gran medida, el contenido de metales en los suelos. Hay autores, como Bak *et al.* (1997) y Assadian *et al.* (1998), que incluso establecen los contenidos medios de metales pesados agrupándolos en función de las texturas de los suelos analizados.

En suelos mediterráneos, los carbonatos también pueden tener un papel importante en la retención o solubilidad de los metales en el suelo, al proporcionar sitios superficiales para las interacciones con los metales pesados, adsorción o reacciones de precipitación, y, de manera indirecta, por el efecto que los cambios de pH tiene en otros constituyentes del suelo (Martínez y Motto, 2000). La correlación positiva que se establece entre la concentración de Cd y el contenido de carbonatos en suelos carbonatados naturales, sin cultivar ni contaminar, de Valladolid (Sánchez-Camazano *et al.*, 1998), confirma la importancia de los carbonatos en la acumulación de metales. Esta correlación puede ser debida a la gran afinidad del Cd por los carbonatos, debido a su adsorción al CaCO_3 o a la formación de precipitados de CdCO_3 (Sánchez-Camazano *et al.*, 1998; Stalikas *et al.*, 1999). La precipitación de CdCO_3 predomina cuando hay elevadas concentraciones de Cd, mientras que a bajas concentraciones de Cd la adsorción química conlleva la formación de complejos de superficie (McBride, 1980; Papadopoulos y Rowell, 1988). Por otro lado, el Cu y el Zn, aunque con menor fuerza que el Cd, también son adsorbidos por los carbonatos (Papadopoulos y Rowell, 1989). Así, los resultados del experimento realizado por Madrid y Diaz-Barrientos (1992), en el que se eliminan los carbonatos de cuatro suelos, muestran una reducción substancial de la adsorción del Cu y el Zn en tres de los cuatro suelos estudiados cuando se eliminan los carbonatos.

Otros componentes importantes en la regulación de la dinámica de metales pesados en el suelo son los óxidos de Fe y Mn. De hecho, los óxidos de Fe juegan un papel importante en la adsorción del Cr, especialmente en los suelos ácidos. También pueden ser muy importantes los óxidos de Fe y Mn en la adsorción del Cu, Pb o Mn (Adriano, 2001). Sin embargo, aunque en algunos suelos pueden llegar a ser muy importantes en la adsorción de los metales al suelo, son de escasa relevancia en los suelos mediterráneos.

1.3. ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS

Los estudios se pueden clasificar, básicamente, en cuatro grupos, definidos en función de su objetivo principal: Contenido de metales en suelos agrícolas, Contenido de metales pesados en los cultivos, Aplicación de enmiendas orgánicas: Lodos de depuradora y compost y, por último, Evaluación de la contaminación del suelo por metales pesados. A continuación, se exponen las principales líneas de investigación de estos cuatro tipos de estudios.

1.3.1. Contenido de metales pesados en suelos agrícolas

La determinación del contenido de metales pesados en suelos agrícolas se ha abordado con muy distintos objetivos. Entre los más destacables, están aquellos estudios que analizan la repercusión de un foco contaminante en el contenido de metales de suelos agrícolas próximos (p. ej. Stalikas *et al.*, 1999; Andrades *et al.*, 2000) o tratan de establecer la influencia de diferentes prácticas agrícolas en el contenido de metales (p. ej. Shuman y Hargrove, 1985; Edwards *et al.*, 1992; Mandal y Hazra, 1997; Oudeh *et al.*, 2002). Por otro lado,

hay trabajos que caracterizan los niveles actuales, en algunos casos incluso analizando las posibles fuentes, que pueden servir de referencia en el futuro (p. ej. Aller y Deban, 1989; Jeng y Singh, 1993; Holmgren *et al.*, 1993; Bak *et al.*, 1997; Campos, 1997; De Temmerman *et al.*, 2003). Por último, hay estudios que intentan establecer la existencia de relaciones entre el contenido de metales y las características edáficas (p. ej. Shuman, 1979; Sims, 1986; Khattak y Jarrell, 1988; Piqué *et al.*, 1996; Norvell *et al.*, 2000; Adams *et al.*, 2004).

El contenido total de los metales proporciona una información incompleta sobre la peligrosidad de la contaminación por metales pesados. Por lo tanto, es necesario conocer qué formas químicas de los metales son fitodisponibles y de qué manera se puede conocer el contenido fitodisponible de los metales (Ross y Kaye, 1994). Habitualmente las fracciones fitodisponibles de metales se han hecho corresponder con algunas extracciones que utilizan diversas sustancias químicas entre las que destacan agentes quelantes, como el ácido etileno diamino tetracético (EDTA) o el ácido dietilentriamino pentaacético (DTPA), o soluciones salinas, como el cloruro cálcico (CaCl_2) (Rauret, 1998). Sin embargo, aunque se acercan más a la realidad, muchas de las extracciones sobreestiman la biodisponibilidad de los metales por las plantas (Turner, 1994) y, a pesar de las múltiples investigaciones realizadas, todavía no se ha encontrado un método que realice predicciones exactas sobre la disponibilidad de los metales por los cultivos (Kabata-Pendias, 2004). En algunos casos, se ha optado por la determinación del contenido total de metales disueltos y su especiación química, ya que proporciona una información útil de la biodisponibilidad y toxicidad de los metales (p. ej. Sauvé *et al.*, 1996; Ge *et al.*, 2000). Esta metodología, facilita la obtención de conocimiento para comprender el comportamiento y movilidad de los metales pesados en los suelos (Bourg, 1995). Otros autores realizan extracciones secuenciales (p.

ej. Shuman, 1979; Rauret, 1998; Gray *et al.*, 1999; Turer *et al.*, 2001; Kaasalainen y Yli-Halla, 2003). Estas extracciones permiten identificar la concentración de metal asociada a diferentes componentes del suelo, que indican su mayor o menor disponibilidad para las plantas.

1.3.2. Contenido de metales pesados en los cultivos

El comportamiento de las plantas superiores frente a los metales no es uniforme. Las especies vegetales e, incluso, las variedades difieren, entre sí, en su capacidad para absorber metales, acumularlos y tolerarlos (Alloway y Jackson, 1991; Turner, 1994; Angelova *et al.*, 2004). Los mecanismos para tolerar mayores contenidos de metales son diversos. Así, algunas especies son capaces de ligar los metales a las paredes celulares o introducirlos en las vacuolas o complejarlos con ácidos orgánicos o sufren adaptaciones enzimáticas que les permiten realizar sus funciones en presencia de cantidades elevadas de metales pesados (Thurman, 1981). Las plantas se han clasificado en tres tipos, *excluyentes*, *indicadoras* y *acumuladoras*, en función de su comportamiento ante la presencia de metales en el ambiente (Ross y Kaye, 1994). Así, las *excluyentes* restringen la entrada o la translocación de metales tóxicos. Esto les permite vivir en ambientes con elevadas concentraciones de metales (Barceló y Poschenrieder, 1992). Las *indicadoras* reflejan el incremento de metal producido en el entorno. Por último, las *acumuladoras* incrementan activamente metales en sus tejidos.

La diferenciada capacidad de acumular metales pesados por las especies vegetales, ha hecho que se desarrolle una importante línea de investigación. Así, se compara el contenido de metales de varias especies y/o variedades en las mismas condiciones. Algunos de estos trabajos se realizan en el laboratorio (p. ej. Garate *et al.*, 1993;

McKenna *et al.*, 1993) y otros en el campo (p. ej. Zurera *et al.*, 1987; Bosque *et al.*, 1990; Sauvé *et al.*, 1996; Zayed *et al.*, 1998; Erenoglu *et al.*, 1999; Kawashima y Valente, 2003). La aplicación de estos estudios a procesos de descontaminación es de gran importancia, ya que aquellas plantas con mayor capacidad para acumular metales, las *hyperacumuladoras*, pueden ser utilizadas como fitorremediadoras (Anderson *et al.*, 2001). Estas plantas se cultivan, sobre suelos contaminados, para recogerlas una vez han acumulado los metales en sus tejidos.

Otra línea de investigación es la que analiza las diferencias en la concentración de metales en las distintas partes de los cultivos (p. ej. Wagner, 1993; Jinadasa *et al.*, 1997; Angelova *et al.*, 2004). Esta línea es importante para conocer la posible entrada de metales a la cadena trófica, ya que la entrada de metales dependerá de si los metales se acumulan en la parte comestible o no de la planta.

Además, se han desarrollado trabajos que analizan las relaciones entre las fracciones de los metales en el suelo y su contenido en los cultivos (p. ej. Haq *et al.*, 1980; Jarvis, 1981; Alegría *et al.*, 1991; McLaughlin *et al.*, 1997; Ge *et al.*, 2000; Chojnacka *et al.*, 2005) o las interacciones entre distintos elementos que modifican la absorción de los metales (p. ej. Das *et al.*, 1997; Khan *et al.*, 1998; Kuo *et al.*, 2004). Finalmente, hay un grupo de trabajos que analizan cómo influyen las características edáficas en la absorción de los metales pesados por las plantas (p. ej. Eriksson, 1988; Moreno *et al.*, 1992; He y Singh, 1993; McLaughlin *et al.*, 1999b; Wang *et al.*, 2004).

1.3.3. Aplicación de enmiendas orgánicas: Lodos de depuradora y compost

Los beneficios y peligros derivados de la aplicación de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas, junto con la demanda social

de soluciones para un creciente volumen de residuos orgánicos, han hecho que sea una línea de investigación ampliamente desarrollada en los últimos años. Así, son muchos los trabajos que analizan los contenidos de metales en los suelos agrícolas, tras la aplicación de enmiendas orgánicas (p. ej. Pinamonti *et al.*, 1997; Benítez *et al.*, 2000). Algunos de ellos analizan, en concreto, los efectos producidos a largo plazo (p. ej. Witter, 1996; Sloan *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 1998; Walter y Cuevas, 1999). Otros estudios comparan los contenidos de metales de diferentes enmiendas, según el tipo de enmienda o su proceso de elaboración (p. ej. Alonso *et al.*, 2002; Fuentes *et al.*, 2004; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004). Finalmente, algunos estudios analizan la repercusión en el contenido de metales de los cultivos, tras la aplicación de enmiendas orgánicas (p. ej. Chang *et al.*, 1992; Brown *et al.*, 1998; Walter y Cuevas, 1999; McBride, 2002; Zheljzakov y Warman, 2004b; Adams *et al.*, 2004).

1.3.4. Evaluación de la contaminación del suelo por metales pesados

La creciente preocupación por la contaminación edáfica y su repercusión en el desarrollo de los ecosistemas ha llevado a muchos investigadores, desde hace décadas, a intentar conocer cuáles son los niveles de fondo⁽¹⁾ en diferentes áreas del planeta. Algunos de estos trabajos son los realizados por McKeague y Wolynetz (1980), Lee *et al.* (1997), Tobías *et al.* (1997b), Ma *et al.* (1997) o Vázquez *et al.* (2002). Este interés se debe a la necesidad de conocer la concentración natural de metales en los suelos, para poder evaluar los posibles procesos de contaminación producidos por las actividades humanas (Thornton, 1981; Nsouli *et al.*, 2004). Esto es debido a que

⁽¹⁾ Los niveles de fondo o valores "background" son los contenidos normales del suelo antes de que se produzca contaminación puntual de origen antrópico (Fleischhauer y Korte, 1990).

el proceso de evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos consiste en determinar el contenido total de los contaminantes y comparar el resultado con los niveles de fondo establecidos en la zona de estudio (Tiller, 1989).

De Miguel *et al.* (2002) han definido los niveles de fondo como "concentraciones de sustancias peligrosas, presentes de forma sistemática en el medio natural, que no han sido influenciadas por actividades humanas localizadas". El establecimiento de estos niveles permite identificar los contenidos actuales de metales en el suelo; evaluar el grado de contaminación por actividades humanas; derivar valores de referencia para la protección del suelo o valores indicadores para la remediación del suelo; definir los valores del suelo para la reutilización de materiales del suelo y residuos; calcular niveles críticos y tolerables e identificar zonas con contenidos anormalmente elevados debidos a razones geogénicas o actividad antrópica (ISO/DIS 19258, 2004).

Los niveles de fondo varían espacialmente de forma natural, ya que el contenido de metales pesados en los suelos cambia en función del material originario y los procesos de meteorización. La variabilidad existente en el contenido de metales hace necesario el conocimiento empírico en cada tipo de suelo o área de estudio para los que se quieran obtener niveles de fondo (McLean y Bledsoe, 1992). De otro modo, cuando no se conoce la concentración natural, la presencia de valores elevados por causas naturales puede atribuirse, indebidamente, a algún proceso de contaminación (Baize y Sterckeman, 2001).

Los valores de referencia se establecen a partir de los niveles de fondo. Estos valores deben permitir diferenciar con garantías suficientes entre un suelo natural y un suelo con las concentraciones de metales pesados alteradas (De Miguel *et al.*, 2002), siendo por tanto un instrumento válido para la evaluación de los procesos de contaminación por metales en el suelo. Además, los valores de

referencia pueden ser utilizados como instrumento legal para declarar una zona contaminada, tras lo que se debe proceder a su descontaminación. Hay dos tipos de valores de referencia, que se denominan *Valores de referencia genéricos* y *Valores de referencia específicos*. Los valores de referencia genéricos, son un único valor para toda la zona de estudio independientemente de las características edáficas, mientras los valores de referencia específicos estarán condicionados por las características edáficas de la zona.

Los niveles de fondo y valores de referencia serán más precisos y, por lo tanto, más útiles para la evaluación de la contaminación cuanto más específicos sean, para una zona y/o un uso. Así, en suelos agrícolas la evaluación de los procesos de contaminación por metales pesados requiere del establecimiento previo de los niveles de fondo y valores de referencia (Nsouli *et al.*, 2004). Principalmente, porque en los suelos agrícolas los valores de fondo deben tener en cuenta la contaminación difusa producida por las prácticas agrícolas. Los trabajos en los que se obtienen niveles de fondo específicos para suelos agrícolas son escasos. No obstante, existen algunos trabajos, como el realizado por Pérez *et al.* (2000) en la Comunidad de Madrid o por Pérez *et al.* (2002) en Murcia, que obtienen niveles de fondo y valores de referencia en suelos agrícolas. Por otra parte, algunas propuestas de valores de referencia, como la andaluza (Junta de Andalucía, 1999), proponen diferentes valores en función del uso del suelo analizado. Estos valores son más permisivos para los usos donde el riesgo de entrada a la cadena trófica es menor (p. ej. suelos urbanos, etc.) y más exigentes para los suelos agrícolas, ya que la entrada de los metales en la cadena trófica es directa.

La evaluación de los procesos de contaminación mediante los estándares de calidad, niveles de fondo, valores de referencia y/o valores de intervención, es rápida y sencilla. Estas características han provocado la expansión de esta metodología, y son muchos los países que han adoptado estos criterios para la evaluación de la

contaminación. No obstante, una evaluación más realista debería llevar a cabo un análisis de riesgos, que permite conocer de manera cuantitativa o cualitativa los riesgos que suponen a los seres humanos y/o el ecosistema la presencia de suelos contaminados (IHOBE, 1998). Los riesgos se evalúan en función de criterios sociales, económicos y tecnológicos.

El análisis de riesgos es un proceso mucho más complejo y laborioso. Este hecho, hace que diversas propuestas metodológicas, para la declaración de un suelo contaminado y su recuperación, combinen el uso de estándares de calidad y análisis de riesgos. De esta manera pueden conseguir buenos resultados, a la vez que intentan minimizar los costes. Algunas de estas propuestas son las de Cataluña (Junta de Residus, 1998) y el País Vasco (IHOBE, 1998). Así, en estas dos propuestas, que presentan pequeñas diferencias entre ellas, se distinguen tres fases. En primer lugar se desarrolla la fase exploratoria. Posteriormente, en la primera fase de investigación se realizaría la evaluación mediante la aplicación de los estándares de calidad y, en una segunda fase, el análisis de riesgos se debería llevar a cabo, únicamente, en los puntos más conflictivos.

1.4. EL ESTUDIO DE LOS METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

En diversas áreas de la Comunidad Valenciana se han desarrollado, desde hace tiempo, estudios para conocer la concentración de metales pesados en los suelos. La mayoría de estudios se han realizado en zonas agrícolas de la provincia de Valencia. Cabe mencionar los realizados por Boluda *et al.* (1988) en la comarca de Requena-Utiel o Andreu (1991) en las comarcas de L'Horta y la Ribera Baixa. Por otro lado, hay que destacar el esfuerzo realizado en áreas donde existe un importante conflicto de usos,

como es el Parque Natural de la Albufera (Gimeno *et al.*, 1995; Gimeno *et al.*, 1996; Andreu y Gimeno, 1999).

Los escasos estudios realizados en la provincia de Castellón se llevaron a cabo en la Plana de Castellón, que también es un área con importantes conflictos de usos. Así, concretamente en el municipio de Villarreal se analizó el contenido de B, F, Pb, Ni y Zn, en suelo y planta, de 25 parcelas de naranjos, en las que algunos árboles presentaban síntomas de toxicidad (Aucejo *et al.*, 1997). Además, un grupo de investigación de la Universitat Jaume I, cuya línea de investigación es las aguas subterráneas, analiza de manera colateral el comportamiento de metales pesados en algunos suelos de la Plana de Castellón (p. ej. Escrig y Morell, 1996).

El estudio del contenido de metales pesados en los suelos se ha abordado de distintas maneras. Así, algunos trabajos realizan una extracción secuencial (p. ej. Gimeno *et al.*, 1995), mientras en otros, únicamente, se determina el contenido total y una fracción extraíble (p. ej. Andreu y Gimeno, 1996).

El objetivo de todos estos trabajos, mayoritariamente, ha sido analizar la concentración de metales en los suelos de diferentes zonas de la Comunidad Valenciana, sin tener en cuenta la transferencia de metales a los vegetales. Sin embargo, podemos encontrar algún trabajo que valora las posibles relaciones entre las fracciones de los metales en el suelo y su contenido en los cultivos (p. ej. Alegría *et al.*, 1991; Aucejo *et al.*, 1997) o entre las características edáficas y el contenido de metales en el suelo (p. ej. Boluda, 1988). Otros analizan la disponibilidad de metales para las plantas en condiciones controladas en el laboratorio, como el estudio realizado para el Ni por Palacios *et al.* (1998). Por último, algunos estudios evalúan la influencia de prácticas agrícolas en el contenido de metales en los suelos, como la aplicación de agroquímicos en arrozales (p. ej. Gimeno *et al.*, 1996) o la realización de prácticas ecológicas en naranjos (p. ej. Pomares *et al.*, 2000).

En los últimos años, se ha realizado un importante esfuerzo en estudiar los efectos producidos en el contenido de metales, tras la aplicación de enmiendas orgánicas, como lodos de depuradora y composts, en suelos agrícolas (p. ej. Canet *et al.*, 1997; Canet *et al.*, 1998; Canet *et al.*, 2000 y Pomares, 2001) y en zonas forestales degradadas para su restauración (p. ej. Gómez *et al.*, 1998; Guerrero *et al.*, 1999).

Así, en la Comunidad Valenciana los estudios que analizan la concentración de metales pesados en los suelos son generalmente locales o puntuales. Además, la metodología empleada es heterogénea. En este contexto, se planteó la importancia de realizar un estudio sistemático de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas, a nivel regional, dada la importancia de estos cultivos en la Comunidad Valenciana (Maroto, 2002) y su relevancia en la dieta de la población de esta comunidad autónoma (Cuadrado *et al.*, 1995). Por lo tanto, la elección de las hortalizas de entre los diferentes grupos de alimentos permite realizar una mejor valoración de la posible entrada de metales pesados en la cadena trófica. El estudio se realizó en el marco del proyecto "Contenido y biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia sobre los cultivos hortícolas" (GV-CAPA0021) financiado por la Generalitat Valenciana a través de la Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. El objetivo principal del proyecto consistió en analizar el contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en los suelos, la posible transferencia en el sistema suelo-planta y el establecimiento de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados para suelos hortícolas de la Comunidad Valenciana.

El trabajo que se presenta en esta memoria se realizó en el marco del mencionado proyecto de investigación e incluye la caracterización de los metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón

y en dos tipos de cultivos, representativos de la provincia, como son los cultivos en inflorescencia (alcachofas) y los cultivos de hoja (acelgas y lechugas). A partir de la caracterización del contenido de metales en los suelos se presenta una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia en estos suelos. Además, se analiza la influencia de las características y propiedades edáficas en los contenidos de metales tanto en los suelos como los cultivos.

Los valores de referencia permitirán en un futuro la identificación de puntos contaminados en suelos hortícolas de la provincia de Castellón, de modo que se pueda proteger a la población de los efectos nocivos producidos por la contaminación. Esta información es necesaria y relevante, si se tiene en cuenta la proximidad de los suelos agrícolas a núcleos urbano-industriales en una parte del área de estudio, donde, incluso, se producen numerosos conflictos de usos entre la expansión urbana y el mantenimiento de la zona agrícola (Maroto, 2002). Por lo tanto, es posible que tengan lugar procesos de contaminación antrópica en los suelos agrícolas, debido a residuos industriales o a la deposición atmosférica. Así, en estas áreas, el conocimiento de los niveles de metales pesados puede ser una herramienta útil para la planificación y gestión adecuada de los recursos edáficos. Más aún, si se considera que estas áreas presentan una alta vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas por porosidad (Agència del Medi Ambient, 1989).

Por otro lado, la diversidad ambiental y socioeconómica de la provincia de Castellón conlleva que en gran parte del territorio, correspondiendo principalmente a las zonas de interior, no tienen lugar los mencionados conflictos de uso, ya que la presión antrópica es escasa, la expansión urbana es prácticamente inexistente y sostienen una agricultura de subsistencia. No obstante, no por ello el conocimiento de los niveles de metales pesados es menos útil, ya que

puede permitir también la detección de posibles procesos de contaminación.

2. OBJETIVOS

En este trabajo se estudian, a escala regional, los metales pesados en suelos sobre los que se desarrollan cultivos hortícolas en la provincia de Castellón y se analiza la posible transferencia de los metales en el sistema suelo-planta. Este objetivo general se ha abordado mediante seis objetivos específicos:

1. Analizar características y propiedades edáficas relevantes en la dinámica de los metales pesados en el suelo. Concretamente, las siguientes: pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, capacidad de intercambio catiónico, arena, limo y arcilla.

2. Determinar la concentración "pseudo-total" de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), mediante un análisis por vía húmeda con ácidos fuertes, en los suelos de uso hortícola de la provincia de Castellón, con el fin de conocer en qué rango se presentan estos elementos e identificar posibles procesos de contaminación.

3. Determinar el contenido de metales pesados extraíbles, mediante una extracción simple con EDTA 0,05M a pH = 7,0.

4. Determinar el contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en dos tipos de cultivos hortícolas (cultivos de inflorescencia y cultivos de hoja), característicos de la provincia de Castellón, y las posibles diferencias entre ellos.

5. Evaluar la influencia de las características y propiedades edáficas consideradas en las concentraciones "pseudo-totales" y extraíbles de metales pesados en el suelo y la influencia de todas estas variables en la concentración de los metales pesados de los dos tipos de cultivos. En concreto este objetivo consiste en:

5.1. Analizar las posibles relaciones entre las características del suelo estudiadas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, capacidad de intercambio catiónico, arena, limo y arcilla) y el contenido de metales pesados, tanto "pseudo-total" como extraíble, mediante la aplicación de procedimientos estadísticos.

5.2. Analizar las relaciones entre las concentraciones de metales pesados "pseudo-totales" y extraíbles.

5.3. Analizar las relaciones entre el contenido de metales pesados en los cultivos con las características y propiedades edáficas (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, capacidad de intercambio catiónico, arena, limo y arcilla) y también con el contenido extraíble y "pseudo-total" de metales pesados en los suelos, mediante la aplicación de procedimientos estadísticos.

6. Realizar una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos de uso hortícola de la provincia de Castellón, a partir del ensayo de diferentes metodologías, que facilite la caracterización de posibles procesos de contaminación puntual de origen antrópico.

3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

La provincia de Castellón, con una superficie de 6.632 km², se sitúa en la parte septentrional de la Comunidad Valenciana (Figura 3.1).



Figura 3.1.- Área de estudio y distribución comarcal de la provincia de Castellón.

Las contrastadas características ambientales, sobre todo la orografía y el clima, hacen que sea una provincia ambientalmente muy heterogénea. Las condiciones ambientales han dado lugar a un desigual desarrollo socio-económico en la provincia, como se refleja en la distribución espacial de la población y su evolución durante el siglo XX (Tabla 3.1). En concreto, tres cuartas partes de la población provincial se concentra en dos comarcas (La Plana Alta y La Plana Baixa), que presentan densidades poblacionales superiores a 200 hb/km² (IVE, 2004). A lo largo del siglo XX, se ha duplicado la densidad poblacional de estas comarcas, disminuyendo en el resto de comarcas. No obstante, la comarca del Baix Maestrat se diferencia de

estas tendencias, ya que sufrió un descenso en el número de habitantes a mediados del siglo XX para, posteriormente, volver a incrementar su población y, hoy en día, supera los 50 hb/km². Este incremento espectacular en las comarcas litorales se debe fundamentalmente a unas condiciones ambientales favorables y unas mejores vías de comunicación, que han estimulado un mayor desarrollo tanto agrícola como urbano-industrial.

Tabla 3.1.- Superficie comarcal y evolución de la densidad poblacional (hb/km²) por comarcas de la provincia de Castellón.

	Superficie (km ²)	Densidad poblacional (hb/km ²)			
		1900	1950	1981	2003
Els Ports	903,9	23,1	14,8	7,3	5,7
L'Alt Maestrat	662,9	29,4	23,6	14,9	12,2
El Baix Maestrat	1.221,4	44,6	39,8	45,9	58,6
L'Alcalaten	648,7	29,7	22,5	23,4	24,2
La Plana Alta	957,3	73,3	105,9	180,6	231,5
La Plana Baixa	605,2	112,3	145,2	224,1	279,5
El Alto Palancia	964,9	39,9	36,0	25,0	23,9
El Alto Mijares	667,4	28,2	24,0	7,0	6,0

Fuente: COPUT (1984), IVE (2004).

3.2. CLIMA

El clima es típicamente Mediterráneo. Presenta un régimen de precipitaciones con un máximo otoñal y un mínimo estival, coincidiendo con el periodo de máximas temperaturas, y una elevada irregularidad pluviométrica interanual. Las diferencias climáticas en la provincia están condicionadas, básicamente, por la distancia al mar, la altitud y la orientación y exposición de las laderas (Mateu, 1982). Por lo tanto, en territorios muy próximos se pueden encontrar importantes diferencias climáticas.

El clima se caracteriza por ser semiárido y seco-subhúmedo en la mayor parte de la provincia, llegando a ser subhúmedo en el interior e incluso en algunos enclaves es húmedo, según la clasificación climática de Thornthwaite (Pérez Cueva, 1994). La

distribución espacial de las precipitaciones y las temperaturas, en la provincia, presentan un gradiente similar, pero inverso, ya que ambas características climáticas están condicionadas por la topografía y el mar. En la Figura 3.2 se puede observar que las isoyetas correspondientes a las mayores precipitaciones y las isothermas correspondientes a las temperaturas inferiores se presentan en el interior provincial.

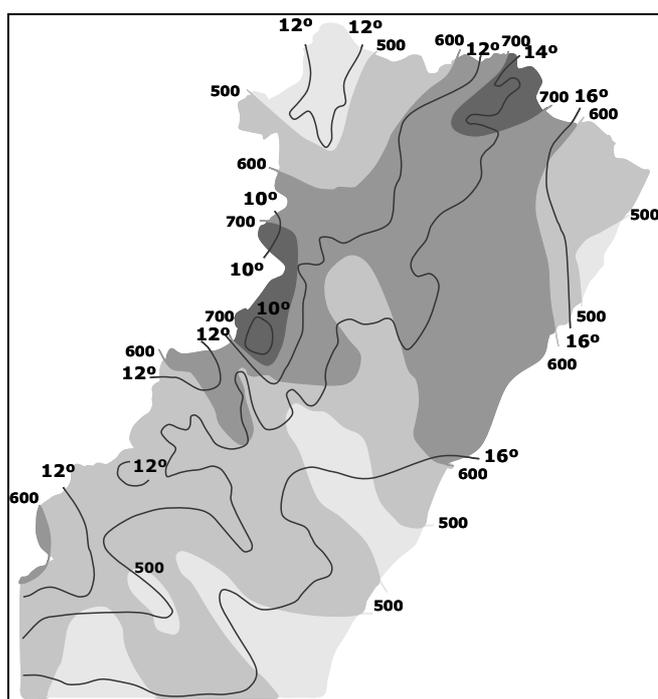


Figura 3.2.- Mapa de distribución de precipitaciones y temperatura en la provincia de Castellón. Fuente: Pérez Cueva (1994).

El valor medio de precipitaciones anuales es de 400 a 600 mm, en las comarcas litorales y pre-litorales, alcanzándose entre 650 y 850 mm en las zonas interiores (Querada Sala, 1994). Este gradiente de precipitaciones desde los menores valores medios en la costa a los mayores en el interior son consecuencia del efecto fohën, producido por el descenso de las masas de aire desde las zonas altas del interior a las bajas de la costa, y a la presencia de montañas paralelas a la costa que impide el desarrollo de los fenómenos meteorológicos asociados a los vientos de *Llevant* (vientos del NE cargados de humedad) (Mateu, 1982).

Las temperaturas medias anuales varían desde los 17°C, en la zona litoral, a los 14°C, en la zona prelitoral; y, en las zonas de interior, las temperaturas medias descienden presentando valores entre los 13°C y los 8,5°C (Quereda Sala, 1994). El descenso de temperaturas, que se observa en la diagonal desde Castellón (17,1°C) a Sant Joan de Penyagolosa (8,5°C), muestra un gradiente térmico de altura de 1°C cada 160 m (Mateu, 1982).

En la Figura 3.3 (a, b, c, d) se presenta, a modo de ejemplo, los diagramas ombroclimáticos de cuatro estaciones representativas de la provincia: Vinaroz (El Baix Maestrat); Castellón (La Plana Alta); Segorbe (Alto Palencia); Morella (Els Ports).

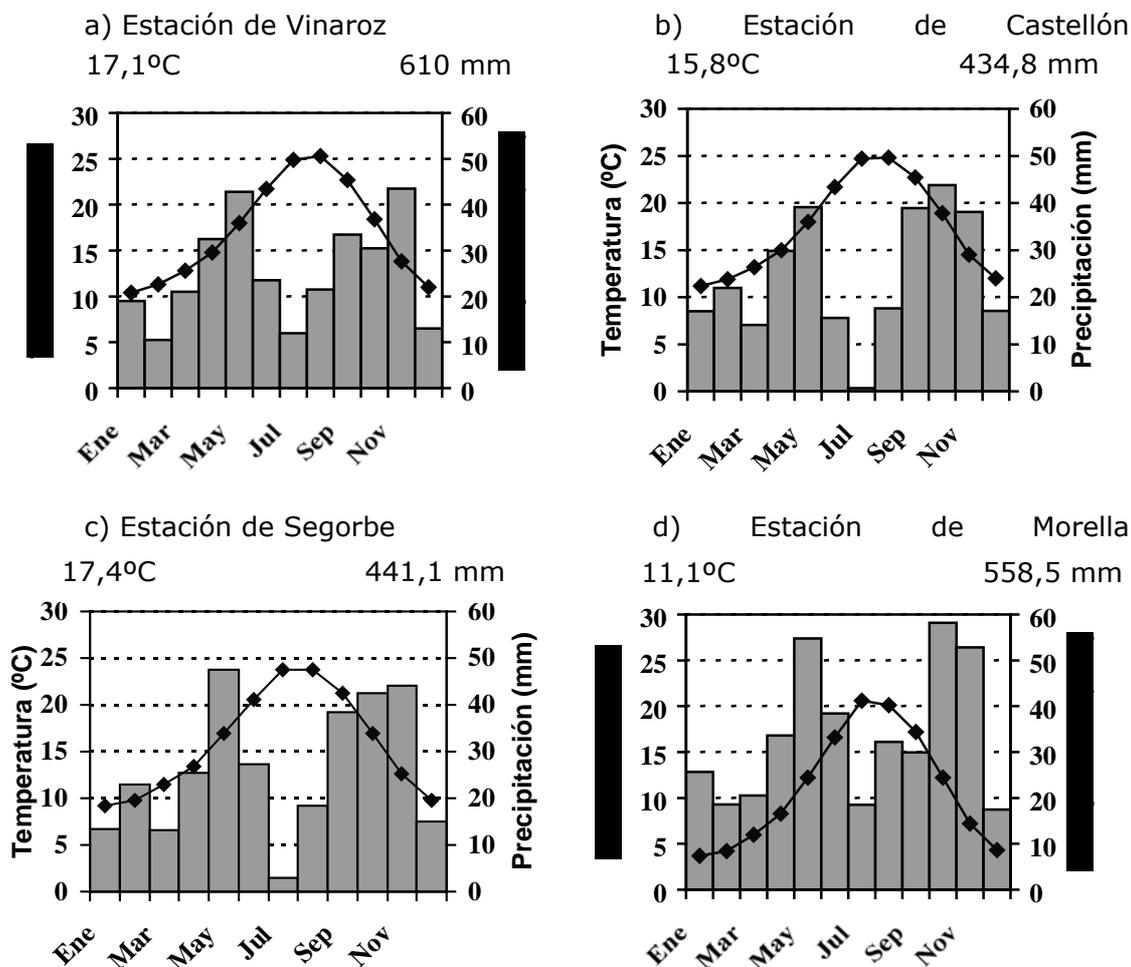


Figura 3.3.- Diagramas ombroclimáticos representativos de la provincia de Castellón.

Fuente: Pérez Cueva (1994).

A través de estos diagramas, pueden observarse tanto las características mediterráneas del clima de Castellón, como la existencia de importantes diferencias entre las zonas litorales (Vinaroz, Castellón) e interiores (Segorbe, Morella). En las zonas litorales y meridionales las heladas son prácticamente inexistentes. Así, en la estación de Castellón la media es de 1,1 heladas al año, entre el 3 y el 28 de Enero. Sin embargo, el clima se endurece hacia las zonas del interior y en las zonas septentrionales, ya que el número medio de heladas, entre el 20 de diciembre y el 16 de febrero, es de 7,6 en Segorbe y, entre el 17 de diciembre y el 11 de febrero, es de 5 en Vinaroz. En Morella, estación que se localiza en el noroeste, el número de heladas es de 59,3, entre el 10 de noviembre y el 21 de Abril. Esta estación climatológica presenta el mayor número de heladas en la provincia. Las tres primeras estaciones son semiáridas, mesotérmicas, poco o ningún superávit en invierno, según el índice de Thornthwaite, mientras Morella es subhúmeda seca, mesotérmica, poco o ningún superávit en invierno (Pérez Cueva, 1994).

3.3. RELIEVE

La provincia de Castellón presenta una fisiografía compleja en la que se pueden distinguir claramente tres zonas: la litoral, la prelitoral y la interior montañosa (Piqueras et al., 1995). El paisaje es muy abrupto y está marcado en toda la provincia por las últimas estribaciones de la cordillera Ibérica (dirección NO-SE) y la cordillera Costero-Catalana (dirección SSO-NNE). En la zona interior, los accidentes orográficos predominantes son muelas y sierras. Las áreas llanas, con una pendiente inferior al 2%, se localizan en la zona litoral, donde se sitúan dos amplias planicies: *la Plana de Vinaròs-Benicarló* y *la Plana de Castelló* (COPUT, 1984).

Las dos Planas son dos corredores situados en los extremos de la cordillera Costero-Catalana, y se encuentran comunicadas entre sí por corredores encajonados en la sierra que discurre paralela a la línea de costa (dirección SO-NE). Estas áreas son dos zonas de depósito, al predominar la deposición frente a la erosión, en las que se localiza la mayoría de la superficie de huerta de la provincia (COPUT, 1984). De hecho, ya Cavanilles (1795) destacó la importancia de la agricultura en estas áreas.

3.4. SUELOS

En la provincia de Castellón, debido a la variabilidad de los factores formadores del suelo, existe una importante diversidad edáfica. El conocimiento de esta diversidad resulta relevante para una adecuada gestión del territorio. Esto motivó a la Generalitat Valenciana, a través de la Conselleria d'Obres Públiques i Transports (COPUT), a financiar la realización de estudios sobre el medio físico en la provincia de Castellón (COPUT, 1984). Este trabajo incluye la cartografía de suelos de la provincia de Castellón a una escala aproximada de 1:200.000 (Figura 3.4), que parte de la cartografía realizada por Jiménez Ballesta (1976) publicada, posteriormente, en el Atlas de la provincia de Castellón de La Plana (Caja de Ahorros y Monte de Piedad de Castellón, 1982). Los suelos se clasificaron según la nomenclatura FAO-UNESCO (1974).

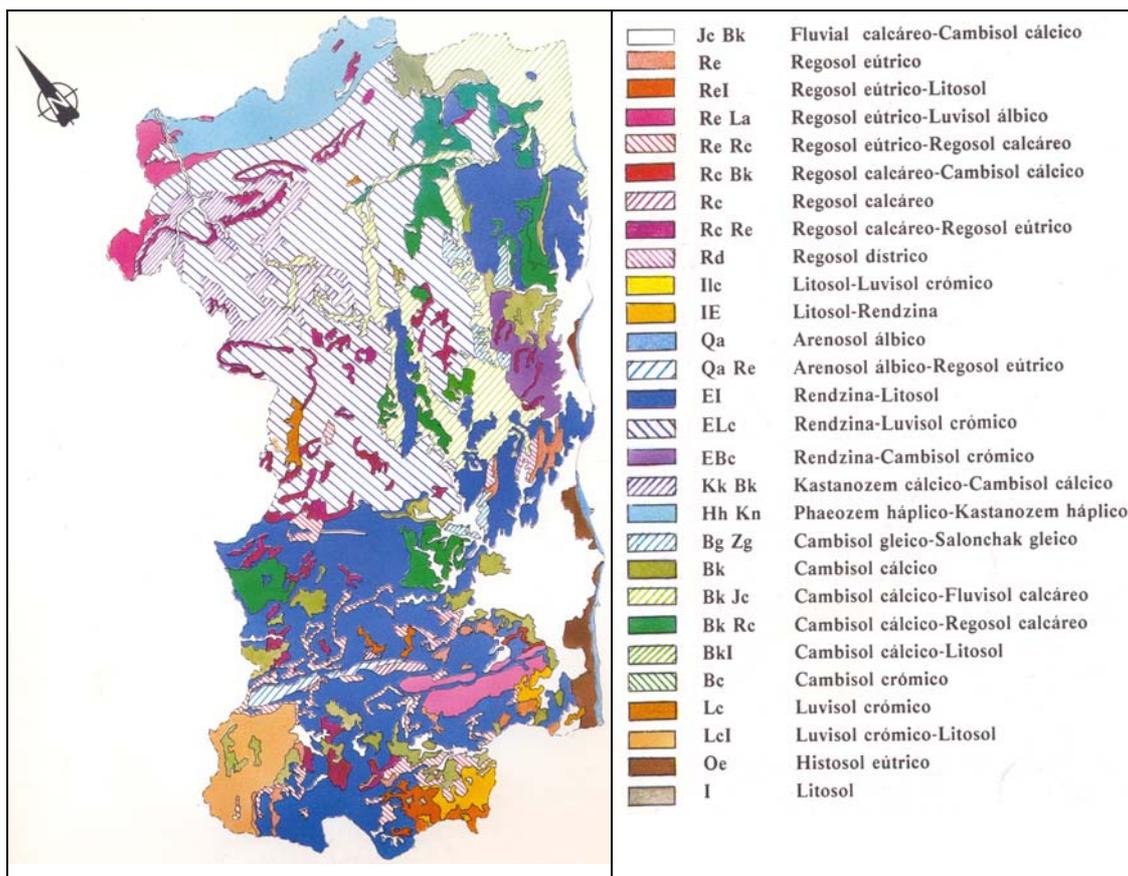


Figura 3.4.- Mapa de suelos de la provincia de Castellón.

Fuente: COPUT (1984).

En el mapa de suelos (Figura 3.4) se aprecia una diferencia importante entre las zonas litorales y el interior. En las zonas litorales, la mayor superficie del territorio está ocupada por la asociación Fluvisol calcáreo-Cambisol cálcico, que presenta su mayor extensión en La Plana de Castelló. También están ampliamente representadas las asociaciones Cambisol cálcico-Fluvisol calcáreo, en La Plana de Vinaròs-Benicarló, y Rendzina-Litosoles en las sierras litorales, como la Serra d'Irta y el Desert de les Palmes. Una extensión menor, aunque importante, es la ocupada por los Histosoles eútricos desarrollados en la turbera de Torreblanca y los suelos con características gleicas (antiguos marjales de Almenara y Moncófar). Entre la Serra d'Irta y el Desert de les Palmes se desarrolla la asociación Rendzina-Cambisol crómico y la unidad Cambisol cálcico.

Por otro lado, en el interior de la provincia hay dos asociaciones ampliamente representadas. En la zona septentrional destaca la asociación Rendzina-Luvisol crómico, mientras en la parte meridional destaca la asociación Rendzina-Litosol. También se encuentran representadas, aunque ocupando menor superficie, las asociaciones Phaeozem háplico-Kastanozem háplico y Kastanozem cálcico-Cambisol cálcico, en el noroeste provincial, y la asociación Luvisol crómico-Litosol en el suroeste.

La información referente a suelos forestales de la provincia de Castellón se actualizó mediante la realización del proyecto "Lucha contra la desertificación en el ámbito forestal: caracterización, evolución y degradación de los suelos forestales de las provincias de Castellón y Valencia", llevado a cabo en el año 2002, en el marco de un convenio entre la Conselleria de Medi Ambient y el CSIC, a través del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE).

Sin embargo, respecto a los suelos agrícolas, la información existente se reduce a la Tesis doctoral de Jiménez Ballesta (1976). A continuación se presentan tres perfiles descritos por Jiménez Ballesta (1976) en áreas agrícolas de la provincia de Castellón. Concretamente, estos perfiles son un Regosol calcáreo en Vinaroz, un Cambisol cálcico en Moncofar y un Regosol calcáreo en Zucaina, según el sistema de clasificación FAO-UNESCO (1974). Los tres perfiles están incluidos en la Base de datos CIEMAT.

Por último, conviene puntualizar que en el proyecto en el que se enmarca este trabajo ("Contenido y biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia sobre los cultivos hortícolas" GV-CAPA0021) no se ha realizado más descripción de perfiles ya que los señalados anteriormente son muy representativos del área de estudio.

PINS

PERFIL Nº V (Jiménez, 1976)

VINAROS

Fecha :

Tipo : PDM

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL PINS

Localización: Km 18,9 carretera de Rosell a Vinaroz (a la derecha a unos 50 m)

UTM: X 4° 06' Y 40° 34' Altitud (m): 130

Posición Fisiográfica: Llanura

Pendiente-Gradiente: Casi llana

Pendiente-Orientación: Suroeste

Material de Origen: Sedimentos aluvio-coluviales a base de graves fundamentalmente con arenas y arcillas

Cubierta vegetal: *Fundamentalmente gramíneas*

Agrícola (olivar y almendro)

Clasificación (Autor): *Regosuelo sobre sedimentos pedregosos*

Clasificación (Base de Datos CIEMAT): *Regosol calcáreo*

Sistema Clasificación: *FAO-UNESCO_1974*

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES DEL PINS

<i>Hor.</i>	<i>Prof.(cm)</i>	<i>Descripción</i>
Ap	0 -25	Color 10YR5/3. Franca. Estructura moderada fina en bloques subangulares, con pequeña consistencia. Frecuentes poros tanto finos como gruesos. Presenta característicamente una pedregosidad considerable. Pocas raíces finas y gruesas. El límite inferior es gradual y plano.
C	> 25	Color 10YR7/3. Franco-arenosa. Estructura débil granular mediana, presenta una consistencia débil. Poros frecuentes de tamaño fino. Pedregosidad muy elevada. Raíces en pequeña cantidad, finas.

PERFIL N° V (Jiménez, 1976)

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

	HORIZONTE <i>Ap</i>	HORIZONTE <i>C</i>
<i>Análisis Mecánico %</i>		
<i>Arena (2-0,05 mm)</i>	43	52
<i>Limo (0,05-0,002 mm)</i>	34	28
<i>Arcilla (<0,002 mm)</i>	23	20
<i>Clasif. Textural</i>	F	F-Ar
<i>pH CIK</i>	7,7	8,1
<i>pH agua</i>	7,9	8,2
<i>Salinidad (mS/cm)</i>	0,1	0,1
<i>Carbonatos (%)</i>	59,0	80,0
<i>Material orgánico (%)</i>	2,8	0,8
<i>Nitrógeno (%)</i>	0,15	0,01
<i>Relación C/N</i>	10,9	50,0
<i>Intercambio Catiónico (cmol/kg)</i>	21,5	16,0
<i>Calcio (cmol/kg)</i>	17,5	14,0
<i>Magnesio (cmol/kg)</i>	1,4	0,7
<i>Potasio (cmol/kg)</i>	0,2	0,02
<i>Sodio (cmol/kg)</i>	0,1	0,04
<i>% Saturación bases</i>	89	92

PINS

PERFIL N° XIV (Jiménez, 1976)

MONCÓFAR

Fecha :

Tipo : PDM

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL PINS

Localización: En el camino que sale del Grao de Moncofar a la playa de Chilches.

UTM: X 3° 33' Y 39° 47' Altitud (m): 5

Posición Fisiográfica: Llana

Pendiente-Gradiente: Llana

Pendiente-Orientación: Sureste

Material de Origen: Sedimentos sobre arenal

Cubierta vegetal: Agrícola (hortofrutícola)

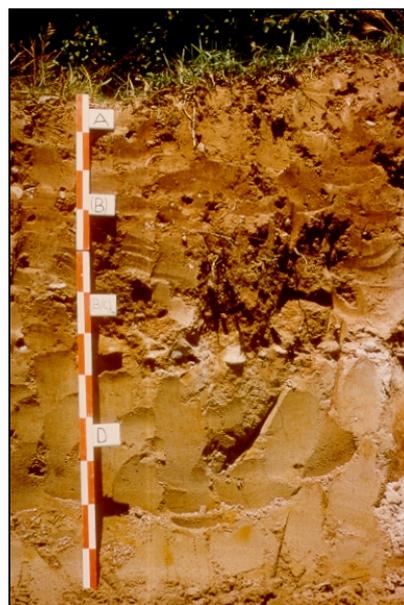
Clasificación (Autor): *Suelo pardo calizo (hidromórfico)*

Clasificación (Base de Datos CIEMAT): *Cambisol calcico*

Sistema Clasificación: *FAO-UNESCO_1974*

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES DEL PINS

<i>Hor.</i>	<i>Prof.(cm)</i>	<i>Descripción</i>
Ap	0 - 10	Color 5 YR/4. Franco-arcillosa. Estructura moderada gruesa en bloques subangulares, con consistencia media. Muchos poros de todo tamaño. Pocas raíces. El límite inferior es gradual y ondulado.
Bk	10 - 40	Color 5YR4/6. Franco-arcillosa. Estructura fuerte mediana prismática, con consistencia fuerte. Hay indicio de cutanes. Pocas raíces. El límite interior es neto y ondulado.
BCK	40 - 65	Color 5YR4/6. Franco-arcillo-arenosa. Estructura fuerte gruesa prismática, consistente. Frecuentes poros de todo tamaño. Pocas raíces El límite inferior neto y ondulado.
Ck	> 65	Color 5Y5/4. Arenosa. Estructura débil muy fina granular, de débil consistencia, sin raíces.



PERFIL N° XIV (Jiménez, 1976)

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

	HORIZONTE <i>Ap</i>	HORIZONTE <i>Bk</i>	HORIZONTE <i>Bck</i>	HORIZONTE <i>Ck</i>
<i>Análisis Mecánico %</i>				
<i>Arena (2-0,05 mm)</i>	32	34	65	96
<i>Limo (0,05-0,002 mm)</i>	32	30	10	-
<i>Arcilla (<0,002 mm)</i>	36	36	25	4
<i>Clasif. Textural</i>	F-Ac	F-Ac	F-Ac-Ar	Ar
<i>pH CIK</i>	7,8	7,9	8,1	9,0
<i>pH agua</i>	8,3	8,3	8,3	8,6
<i>Salinidad (mS/cm)</i>	0,20	0,23	0,20	0,13
<i>Carbonatos (%)</i>	23,4	26,0	36,1	36,0
<i>Material orgánico (%)</i>	2,2	1,6	0,8	0,2
<i>Nitrógeno (%)</i>	0,10	0,06	0,04	<0,01
<i>Relación C/N</i>	12,4	16,6	10,5	20,0
<i>Intercambio Catiónico (cmol/kg)</i>	18,5	17,5	17,0	10,5
<i>Calcio (cmol/kg)</i>	13,5	12,9	13,3	4,8
<i>Magnesio (cmol/kg)</i>	4,2	3,9	3,0	0,5
<i>Potasio (cmol/kg)</i>	0,3	0,1	<0,1	<0,1
<i>Sodio (cmol/kg)</i>	0,4	0,6	0,6	0,1
<i>% Saturación bases</i>	99,5	100	100	52

PINS

PERFIL Nº VI (Jiménez, 1976)

ZUCAINA

Fecha :

Tipo : PDM

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL PINS

Localización: Km 57 carretera Castellón - Teruel (cruce del río Villahermosa)

UTM: X 3º 17' Y 40º 08' Altitud (m): 550

Posición Fisiográfica: Llana en terreno montañoso

Pendiente-Gradiente: Llana

Pendiente-Orientación: Sureste

Material de Origen: Aluviones

Cubierta vegetal: *Genista hirsuta*, *Rosmarinus officinalis*, *Populus tremula* y *Populus alba*.
Huerta

Clasificación (Autor): *Aluvial*

Clasificación (Base de Datos CIEMAT): *Regosol calcáreo*

Sistema Clasificación: *FAO-UNESCO_1974*

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES DEL PINS

<i>Hor.</i>	<i>Prof.(cm)</i>	<i>Descripción</i>
A	0 - 15	Color 10YR5/4. Arenosa. Estructura débil muy fina granular, poco consistente. Muy poroso. Pedregosidad considerable. Presenta raíces finas de modo frecuente. El límite con el horizonte inferior es difuso e irregular.
C	> 15	Presenta características muy similares a las del anterior horizonte, del que sólo le diferencia una pedregosidad mayor.



PERFIL N° VI (Jiménez, 1976)

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

	HORIZONTE <i>A</i>	HORIZONTE <i>C</i>
<i>Análisis Mecánico %</i>		
<i>Arena (2-0,05 mm)</i>	79	92
<i>Limo (0,05-0,002 mm)</i>	12	1
<i>Arcilla (<0,002 mm)</i>	9	7
<i>Clasif. Textural</i>	Ar	Ar
<i>pH CIK</i>	8,1	8,5
<i>pH agua</i>	8,5	8,6
<i>Salinidad (mS/cm)</i>	0,1	0,1
<i>Carbonatos (%)</i>	48,5	50,5
<i>Material orgánico (%)</i>	1,4	0,3
<i>Nitrógeno (%)</i>	0,04	0,01
<i>Relación C/N</i>	20,3	21,3
<i>Intercambio Catiónico (cmol/kg)</i>	9,2	8,8
<i>Calcio (cmol/kg)</i>	8,0	7,3
<i>Magnesio (cmol/kg)</i>	0,6	0,4
<i>Potasio (cmol/kg)</i>	0,6	0,1
<i>Sodio (cmol/kg)</i>	0,1	0
<i>% Saturación bases</i>	100	100

3.5. VEGETACIÓN Y USOS DEL SUELO

La distribución general del suelo por usos y aprovechamientos de 1.999 (que es la más actualizada), en la provincia de Castellón, muestra que el 48% de la superficie está dedicada a terrenos forestales (320.400 ha), mientras que el 28% de la superficie se dedica a tierras de cultivos (188.200 ha) y el 3% a prados y pastizales (17.900 ha) (CAPA, 2003).

La distribución espacial de los usos, una vez más, refleja las diferencias ambientales entre el litoral y el interior provincial, como se ve en la Figura 3.5. El regadío, tanto de herbáceas como de frutales, predomina en el litoral provincial y es muy escaso en el interior, mientras que los cultivos de secano predominan en la zona prelitoral. En el interior, el uso mayoritario corresponde a vegetación forestal.

Esta distribución espacial de los usos del suelo (Figura 3.5), en gran medida, concuerda con la capacidad de uso del suelo (COPUT, 1998) y la orientación de uso agrícola (Sánchez *et al.*, 2000). En ambos estudios la escala de trabajo fue 1:300.000. Así, se localiza el regadío en las áreas con mayor capacidad de uso y la orientación de uso agrícola intensiva, mientras que los cultivos de secano se localizan en áreas de capacidad de uso moderada y orientación de uso agrícola restringida.

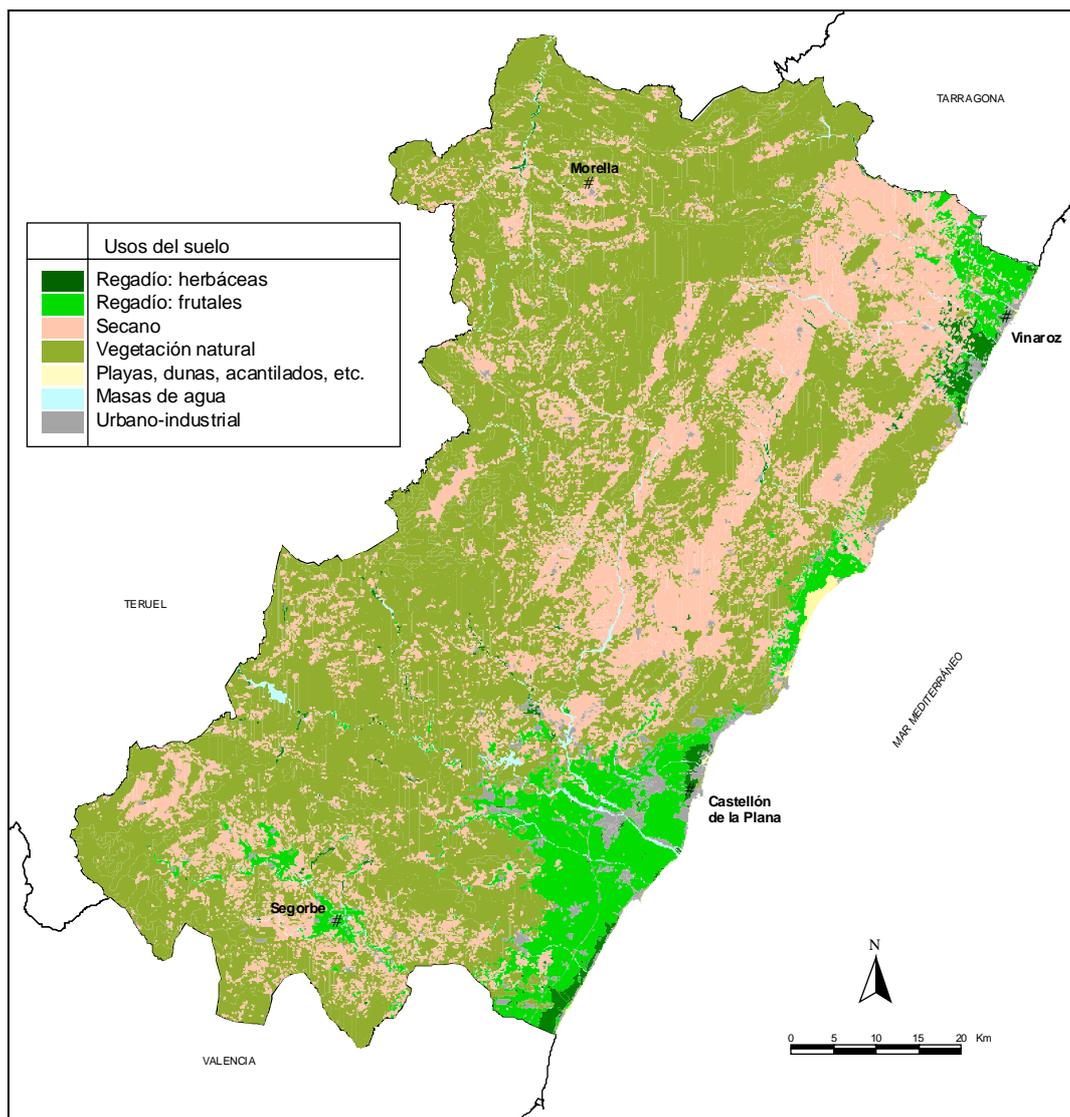


Figura 3.5.- Usos del suelo de la provincia de Castellón.

Fuente: COPUT (1990-91).

La vegetación forestal se distribuye entre tres usos: superficie ocupada por pastizal, por matorral y por comunidades arboladas. El pastizal ocupa el 3% de la superficie provincial, el matorral el 33%, siendo el aprovechamiento más extendido de la provincia, mientras el 26% de la superficie corresponde a la superficie arbolada (MAPA, 1986). En la zona litoral, la vegetación forestal pertenece a la serie *Rubio-Querceto rotundifoliae* S.; y en el interior a la serie *Querceto rotundifoliae* S. (Costa, 1999). En ambas series la vegetación potencial es un carrascal. En el primer caso corresponde a la comunidad *Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae* propia de áreas

litorales, y en el segundo caso a la comunidad *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae* propia de áreas sublitorales continentales. Estos dos carrascales se diferencian en la estructura, composición florística del sotobosque y dinamismo (Costa *et al.*, 1989).

En las zonas más interiores y de mayor altitud, la vegetación potencial pertenece a la serie de la sabina turífera y la carrasca (*Junipero thuriferae-Querceto rotundifoliae* S.) y también a la serie del quejigo (*Violo willkommi-Querceto fagineae* S.) (Costa, 1999). En el primer caso la vegetación climax son los sabinares albares (*Juniperetum hemisphaerico-thurifera*), en los que la sabina albar (*Juniperus thurifera* L.) está acompañada por un estrato subarborescente de enebro (*Juniperus communis ssp. hemisphaerica* K.Presl.). Además, en las zonas inferiores junto a las sabinas hay carrascales, mientras en las más elevadas hay sabinas rastreras (*Juniperus sabina* L.) (Costa *et al.*, 1989). Por último, en algunos enclaves donde se desarrolla la serie del quejigo pueden aparecer bosques caducifolios (*Violo-Quercetum fagineae*), formados por rebollos (*Quercus faginea* Lam.) y arces (*Acer granatense* Boiss.), cuyo estrato arbustivo está compuesto por el guillomo (*Amelanchier ovalis* Medicus), el espino de tintes (*Rhamnus saxatilis* Jacq.) y la madreSelva (*Lonicera etrusca* G.Santi).

La presión antrópica sobre el territorio ha llevado a la degradación de la vegetación potencial. Por tanto, en gran parte de la provincia la vegetación forestal está compuesta por comunidades correspondientes a etapas de degradación. La degradación de los carrascales litorales conduce a lentiscales (*Querceto-Lentiscetum*) en la primera etapa de sustitución, mientras los carrascales sublitorales se degradan a coscojares (*Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*). En ambos casos, una mayor degradación puede conducir a matorrales, bien romerales (*Rosmarino-Ericion*) o salviares (*Sideritido-Salvion*). Los salviares (*Sideritido-Salvion*) también constituyen la etapa de sustitución de los sabinares, aunque las

especies presentes no son exactamente las mismas. Por último, la etapa de sustitución del quejigar es su orla de espinosas (*Pruno-Rubium ulmifolii*).

La distribución de la tierra agrícola, por grupos de cultivos, muestra que los cuatro grupos de cultivos predominantes corresponden a los frutales (cítricos y no cítricos), olivos y otros leñosos, que superan cada uno las 15.000 ha (Figura 3.6). También cabe destacar la importancia de los cereales y hortalizas que ligeramente sobrepasan las 5.000 ha.

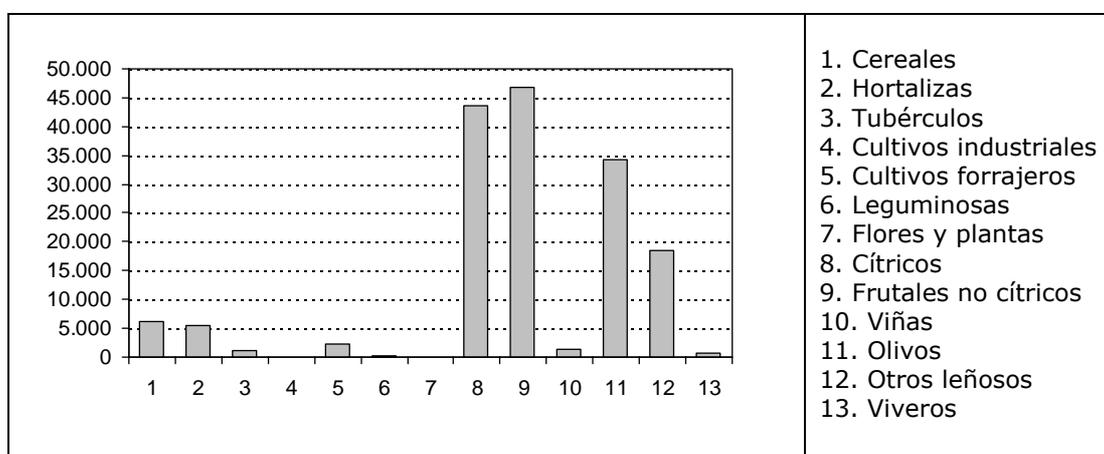


Figura 3.6.- Distribución de la tierra agrupada por cultivos, año 2001.

Fuente: CAPA (2003).

Los cultivos herbáceos ocupan en Castellón una superficie de 14.300 ha, de las cuales aproximadamente un 43% (6.194 ha) corresponden a hortalizas y tubérculos (CAPA, 2003). Las hortalizas representan el 3% de las tierras cultivadas en la provincia, aunque un análisis por comarcas refleja importantes diferencias (Tabla 3.2). Así, el 85,9% de la superficie cultivada con hortalizas se concentra en las tres comarcas litorales, El Baix Maestrat, La Plana Baixa y La Plana Alta. Sin embargo, el cultivo de tubérculos, fundamentalmente patata, se distribuye de manera más homogénea por toda la provincia (Tabla 3.2). No obstante, resulta interesante destacar la importancia que adquiere L'Alt Maestrat, comarca de interior, donde se cultiva el 22% de los tubérculos de la provincia.

Tabla 3.2.- Superficie (ha) de hortalizas y tubérculos por comarcas (2002).

	Hortalizas	% Hortalizas	Tubérculos	% Tubérculos
Els Ports	96	1,9	142	13,6
L'Alt Maestrat	185	3,6	232	22,3
El Baix Maestrat	2.325	45,1	147	14,1
L'Alcalaten	194	3,8	123	11,8
La Plana Alta	957	18,6	156	15,0
La Plana Baixa	1.136	22,0	40	3,8
El Alto Palancia	181	3,5	104	10,0
El Alto Mijares	78	1,5	98	9,4
Total	5.152	100	1.042	100

Fuente: CAPA (2003).

En la llanura litoral, se localiza la mayor parte de la superficie cultivada con hortalizas en la provincia de Castellón (ver Figura 3.5). Esto es debido a las marcadas diferencias, previamente comentadas, de las características ambientales, entre el litoral y el interior provincial, que condicionan la posibilidad de cultivar hortalizas con una mayor rentabilidad económica en la zona litoral. De hecho, el cultivo de hortalizas únicamente es rentable en el litoral y hasta los 200 m de altura, siempre y cuando, esté bajo regadío (COPUT, 1984). Por lo tanto, en la zona de interior solamente se cultiva en algunos enclaves que presentan un microclima favorable. Éstos están generalmente ubicados en las riberas de los cauces fluviales.

El área de estudio comprende, por tanto, un área discontinua a lo largo de la provincia. A pesar de la dispersión a lo largo de la provincia, se pueden delimitar dos áreas en la franja litoral, donde está ampliamente implantado el cultivo de hortalizas y tubérculos: 1. la Plana de Vinaròs-Benicarló y 2. la Plana de Castelló, como se observa en la Figura 3.5. Además, junto a estas dos áreas se considera una tercera que agrupa todas las zonas de huerta de interior. A continuación, se describen las principales características de estas tres áreas.

La Plana de Vinaròs-Benicarló

La Plana de Vinaròs-Benicarló se extiende entre Alcanar (al norte) y Peñíscola (al sur) y desde la alineación de la Vall d'àngel oriental hasta el mar. Esta planicie pertenece administrativamente a la comarca de El Baix Maestrat, y es donde se sitúan los principales núcleos urbanos de la comarca, como son Vinaroz y Benicarló.

La red hidrográfica sigue la dirección Ibérica (NO-SE). En esta dirección, atraviesan la llanura los ríos Sénia y Cervol, los barrancos de Barbiguera y de Aigua Oliva y la rambla de Cervera. Los dos ríos nacen fuera de la plana. Estos cauces aportan sedimentos cuaternarios que forman abanicos y conos aluviales (Piqueras *et al.*, 1995). Existen paleocauces de dirección mal definida (IGME, 1973), probablemente debido a la migración de la red hidrográfica.

Los suelos desarrollados en la Plana de Vinaròs-Benicarló pertenecen mayoritariamente a la asociación Cambisol cálcico-Fluvisol calcáreo (FAO-UNESCO, 1974). Jiménez Ballesta (1976) describió en esta área, concretamente en el municipio de Vinaroz, el perfil N° V que es un Regosol calcáreo (FAO-UNESCO, 1974). Este perfil se ha presentado en el apartado de suelos. La capacidad de uso en esta área es, mayoritariamente, elevada (COPUT, 1998) y la Orientación de Uso Agrario es Agrícola Moderadamente Intensivo (Sánchez *et al.*, 2000). El uso actual del territorio, con un importante desarrollo agrícola, concuerda con las características ambientales.

El área pertenece al piso bioclimático termomediterráneo, y la vegetación forestal corresponde a la serie de carrascales levantinos basófilos (*Rubio-Querceto rotundifoliae* S.), siendo la etapa madura un bosque de carrascales con palmito (*Rubio longifolia-Quercetum rotundifoliae* con *Chamaerops humilis*). La degradación de esta vegetación da lugar a lentiscales con palmitos (*Quercu-Lentiscetum*), siendo actualmente la vegetación forestal predominante en esta área (COPUT, 1984).

El 27% de la superficie cultivada en la comarca del Baix Maestrat se dedica a regadío (CAPA, 2003). De todos los términos municipales de la comarca, el mayor porcentaje de superficie en regadío corresponde a los municipios de Vinaroz y Benicarló, donde se alcanza el 51% y 34% de la superficie cultivada, respectivamente (MAPA, 1986). En la comarca, la superficie de regadío está mayoritariamente dedicada a cítricos, y únicamente el 18% se dedica a cultivos herbáceos. La superficie cultivada de hortalizas presenta una amplia gama de productos, al igual que el conjunto provincial, aunque hay una clara especialización en el cultivo de alcachofas, con denominación de origen *Alcachofas de Benicarló*, desde septiembre de 1998. Además, es importante la superficie cultivada de lechuga, tomate y coliflor, siendo los demás cultivos minoritarios, ya que representan menos del 5% de la superficie dedicada a hortalizas (Tabla 3.3).

Tabla 3.3.- Superficie de hortalizas (ha) en la comarca de El Baix Maestrat (2002).

	Hortalizas	%
Alcachofas	1.041	44,8
Berenjenas	25	1,1
Cebolla	36	1,5
Lechuga	347	14,9
Col y repollo	35	1,5
Coliflor	183	7,9
Escarola	21	0,9
Espinaca	2	0,1
Haba verde	26	1,1
Judía verde	112	4,8
Melón	72	3,1
Pepino	21	0,9
Sandía	94	4,0
Tomate	228	9,8
Otras	82	3,5
Total	2.325	100
Patata	147	

Fuente: CAPA (2003).

La Plana de Castelló

La Plana de Castelló es una llanura cuaternaria que se extiende de oeste a este, desde las sierras litorales del Desert de las Palmes y la Serra d'Espadà al mar, y de norte a sur desde Benicassim hasta el límite provincial con Valencia. Esta comarca histórica actualmente se encuentra dividida en dos comarcas administrativas, separadas por el río Millars, que son La Plana Alta, situada al norte del río, y La Plana Baixa al sur (Piqueras *et al.*, 1995).

Los principales ríos que atraviesan la Plana de Castelló son el Millars, el Sec de Betxí y el Belcaire, depositando en ella los materiales que arrastran desde el interior. Además, en el sector meridional existe una importante red subterránea.

Al norte del río Millars hay una restinga que aisló una amplia albufera. Se trata de una zona formada por turberas, albuferas colmatadas y marjales (Agència de Medi Ambient, 1989). La albufera se colmató por causas naturales y también por la acción antrópica para cultivar arroz, siendo hoy en día una zona de huerta muy productiva (COPUT, 1984), después de haber sido completamente transformada.

Los suelos con cultivos hortícolas de la Plana de Castelló pertenecen a la asociación Fluvisol calcáreo-Cambisol cálcico, Histosol eútrico y Arenosol álbico (FAO-UNESCO, 1974). A modo de ejemplo, en el apartado de Suelos se ha presentado el perfil Nº XIV descrito en Moncofar por Jiménez Ballesta (1976), que corresponde a un Cambisol cálcico (FAO-UNESCO, 1974).

En la zona norte de La Plana la capacidad de uso es mayoritariamente elevada (COPUT, 1998) y la Orientación de Uso es Agrícola Moderadamente Intensivo (Sánchez *et al.*, 2000). Sin embargo, en la zona sur la capacidad de uso varía desde baja a muy elevada (COPUT, 1998) y la Orientación de Uso comprende los tres tipos de orientaciones agrícolas (Agrícola Restringido, Agrícola

Moderadamente Intensivo, Agrícola Intensivo). En el marjal de Almenara la Orientación de Uso es la Regeneración Natural (Sánchez *et al.*, 2000). En estos enclaves, las transformaciones se realizaron a mediados del siglo XX, consistiendo básicamente en el drenaje de estas tierras para convertirlas en zonas agrícolas, dadas las adecuadas temperaturas y la disponibilidad de agua para el riego (COPUT, 1984).

La presión antrópica en el territorio ha sido históricamente muy intensa, como ya apuntara Cavanilles en el siguiente párrafo; “Hay en el reyno de Valencia algunas porciones que sobresalen entre otras por hallarse transformadas en jardines útiles, donde se ve casi siempre viva la naturaleza. Entre ellas merece un lugar distinguido la conocida por el nombre de la Plana o Llanura” (Cavanilles, 1795).

A la actividad agrícola tradicional, desarrollada desde mediados del siglo XX, se le suma la expansión industrial, impulsada por la implantación de la industria cerámica, y la propia expansión urbana. En estas comarcas, se ubican los 4 municipios de la provincia con más de 25.000 habitantes que son Castellón, Vall d’Uxó, Borriana y Vila Real (IVE, 2004).

Esta intensa utilización del territorio ha hecho que actualmente esté muy reducida la superficie que ocupa la vegetación potencial en la zona. La vegetación potencial corresponde a la serie de carrascales levantinos basófilos (*Rubio-Querceto rotundifoliae* S.), siendo la etapa madura un bosque de carrascas con palmito (*Rubio longifolia-Quercetum rotundifoliae* con *Chamaerops humilis*). Esta comunidad únicamente se encuentra bien desarrollada en algunos enclaves. En las zonas no cultivadas predominan los lentiscales con palmitos (*Quercu-Lentiscetum*), siendo la vegetación predominante en esta área (COPUT, 1984).

Del total de la superficie cultivada, la superficie de regadío en las comarcas de la Plana Alta y la Plana Baixa es del 30% y 80%, respectivamente (CAPA, 2003). El regadío está ocupado

mayoritariamente por cultivos leñosos (cítricos), constituyendo el 80% y 90% de la superficie regada en estas comarcas. En la Plana Alta poco más del 50% de los cultivos herbáceos son de regadío. Las hortalizas que se cultivan mayoritariamente son sandía, alcachofa, melón, tomate y judías verdes (Tabla 3.4). En la Plana Baixa la totalidad de los cultivos herbáceos están bajo regadío. Las hortalizas cultivadas son mayoritariamente melón, tomate, lechuga y judías verdes (Tabla 3.4).

Tabla 3.4.- Superficie de hortalizas (ha) en las comarcas de La Plana Alta y La Plana Baixa (2002).

	La Plan Alta	La Plan Baixa	Total	%
Alcachofas	153	29	182	8,7
Berenjenas	5	10	15	0,7
Cebolla	38	17	55	2,6
Lechuga	20	87	107	5,1
Col y repollo	26	22	48	2,3
Coliflor	7	40	47	2,2
Escarola	3	4	7	0,3
Espinaca	6	5	11	0,5
Fresa y fresón	0	4	4	0,2
Haba verde	26	5	31	1,5
Judía verde	127	55	182	8,7
Melón	142	574	716	34,2
Pepino	8	11	19	0,9
Sandía	155	40	195	9,3
Tomate	140	122	262	12,5
Otras	101	111	212	10,1
Patata	155	40	195	

Fuente: CAPA (2003).

La zona de interior

En las comarcas de interior se cultiva cerca del 15% de la superficie total dedicada a hortalizas en la provincia de Castellón, lo cual supone un porcentaje bajo. Esto se debe a las inadecuadas condiciones climáticas y topográficas. Además, esta superficie se localiza de manera dispersa en las proximidades de los núcleos urbanos y/o en las riberas, donde se cultivan las hortalizas en pequeños huertos para autoconsumo, estando generalmente

abancalados para la protección del suelo frente a la erosión. La dispersión de estas zonas no permite su caracterización ambiental como conjunto al haber muchas diferencias entre ellas.

Los enclaves donde se cultivan hortalizas en el interior son de escasa extensión y se desarrollan sobre diversos tipos de suelos (p. ej. Fluvisol calcáreo, Cambisol cálcico, Regosol calcáreo). A modo de ejemplo, en el apartado de suelos de este capítulo se ha presentado el perfil Nº VI descrito en Zucaina por Jiménez Ballesta (1976) que corresponde a un Regosol calcáreo (FAO-UNESCO, 1974).

En el interior provincial los cultivos hortícolas se desarrollan en unidades con capacidad de uso moderada, baja o muy baja (COPUT, 1998). A estas unidades se les ha asignado diversas Orientaciones de Uso, entre las que destaca Agrícola Restringido, Repoblación Forestal o Protección (Sánchez *et al.*, 2000).

El regadío adquiere relevancia respecto a la superficie de cultivo en las comarcas del Alto Palancia y el Alto Mijares, en las que el 17% y 22%, respectivamente, de las tierras cultivables son regadas. No obstante, en ninguna de las comarcas de interior se superan las 200 hectáreas cultivadas con hortalizas. A pesar de la escasa superficie no disminuye la variedad de cultivos. En Els Ports los cultivos mayoritarios son las cebollas y los tomates; en L'Alt Maestrat las cebollas, los tomates y los melones; en L'Alcalaten los melones, cebollas, tomates y sandías; en El Alto Palancia los tomates, las alcachofas, las cebollas, las coliflores y las lechugas; y en El Alto Mijares los tomates y las cebollas (CAPA, 2003).

3.6. EVOLUCIÓN DE LA HUERTA EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN

Los cambios de uso del territorio se hacen patentes en la provincia de Castellón desde la década de los años setenta. A partir

de esta década se produjo un proceso de industrialización y un cambio de coyuntura socioeconómica. Esto provocó un claro descenso en la superficie cultivada de hortalizas y tubérculos, tanto en la provincia de Castellón como en el conjunto de la Comunidad Valenciana (Tablas 3.5 y 3.6). En la última década, estos cambios se han intensificado lo que hace que la cartografía de usos del suelo utilizada (Figura 3.5), realizada en el año 1990-91, no refleje con precisión el uso actual, por no considerar las transformaciones recientes.

Tabla 3.5.- Evolución de la superficie cultivada en la Comunidad Valenciana.

Superficie(ha)	1970	1974	1978	1982	1990	1998	2000
Hortalizas	63.613	72.863	68.680	61.884	52.200	30.092	29.956
Tubérculos	18.465	16.575	17.405	12.610	9.612	8.172	5.977

Fuente: Maroto (2002).

Tabla 3.6.- Evolución de la superficie de hortalizas en la provincia de Castellón.

	1974	1978	1982	1990	1998	2000
Superficie (ha)	16.315	14.129	12.847	8.684	6.294	6.154

Fuente: Maroto (2002).

El descenso en la superficie de huerta cultivada en la Comunidad Valenciana es consecuencia de múltiples y variadas causas, como expone Maroto (2002). Algunas de las más importantes son la expansión del cultivo de cítricos, la presión urbanística en zonas costeras y periurbanas, los problemas de calidad del agua para riego, la reducida disponibilidad de mano de obra y una estructura productiva peculiar, al ser las parcelas de cultivo excesivamente reducidas e impedir en muchos casos la mecanización. Además, este descenso implica una pérdida de importancia de este sector en el sistema productivo de la Comunidad Valenciana. Esta comunidad a principios de los 70 era de las regiones con mayor peso específico en cultivos hortícolas, correspondiéndole el 15% de la superficie estatal,

mientras que actualmente la superficie hortícola es del 7,5% respecto al total estatal. También se ha reducido la producción, aunque en menor medida, ya que el descenso ha sido del 18% al 15%. No obstante, las hortalizas siguen siendo un elemento importante en la dieta, por lo que el estudio de la calidad de los suelos y los cultivos, con respecto a componentes tan tóxicos y peligrosos como los metales pesados, constituye un objetivo de gran relevancia.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. DISEÑO DE MUESTREO

El diseño de muestreo es crítico, pues si no se adopta el adecuado pueden cometerse errores del mismo orden de magnitud que los alcanzados en la fase de análisis en el laboratorio o incluso superiores (Wagner *et al.*, 2001). En el estudio realizado por Theocharopoulos *et al.* (2001) se concluye que no existe, a nivel europeo, un método estandarizado para la toma de muestras con el fin de estudiar la contaminación del suelo por metales pesados. Estos autores consideran necesaria la estandarización de una guía de muestreo, en Europa, que permita la reproducibilidad del mismo y, así, poder comparar los resultados de diferentes trabajos.

En España, hay diversas propuestas impulsadas desde varias Comunidades Autónomas (IHOBE, 1998; Junta de Residuos, 1998; Junta de Andalucía, 1999), pero no existe una guía común, a nivel estatal, para la realización de estudios de contaminación de suelos (Barahona e Iriarte, 2001). No obstante, desde el Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM) se impulsó la realización de una primera propuesta para la estandarización del muestreo. Particularmente, a través de un convenio entre el MIMAM y el CSIC, en el que participó un equipo de investigadores del CIDE, se redactó la *Norma técnica para el diseño del muestreo e investigación de sitios potencialmente contaminados*. En este documento, que no ha sido publicado hasta la fecha, se describen las pautas a seguir a la hora de realizar un muestreo para la investigación y caracterización de suelos potencialmente contaminados por sustancias peligrosas para la salud humana y/o los ecosistemas. El objetivo de la norma es aportar una metodología para el diseño del muestreo que permita optimizar la obtención de información sobre los contaminantes del suelo, para su comparación con valores de referencia o estándares de calidad.

En todo caso, la selección del procedimiento de muestreo tiene diferentes fases. En un primer momento, se deben analizar las

diferentes alternativas de procedimientos de muestreo que permite seleccionar, en función de las características del área de estudio, el procedimiento más adecuado. Posteriormente, se define el tamaño muestral y se realiza un análisis de coste-beneficio para seleccionar el procedimiento más adecuado entre las posibles alternativas. Finalmente, se diseña el plan de muestreo.

Por lo tanto, los parámetros que se deben definir a la hora de diseñar un muestreo son el tipo de muestreo, el número de muestras, y cuándo y cómo se van a tomar las muestras (Wagner *et al.*, 2001). A continuación, se describen el tipo de muestreo y la metodología seleccionada para obtener el número de muestras óptimo en el área de estudio para los objetivos planteados.

4.1.1. Tipo de muestreo

Los dos tipos básicos para el muestreo de suelos son el aleatorio y el orientado. En el muestreo aleatorio todos los puntos del área de muestreo tienen la misma probabilidad de ser seleccionados. En el orientado, el investigador decide donde se han de tomar las muestras. Este tipo de muestreo se descartó porque no se disponía de suficiente información previa para identificar los puntos de muestreo, a partir de la variabilidad de las características y propiedades edáficas que controlan la dinámica de los metales pesados en el suelo. Así, el tipo de muestreo seleccionado fue el aleatorio. Además, los muestreos aleatorios permiten determinar el error de muestreo mediante procesos estadísticos, al ser un error probabilístico, frente al sesgo de los muestreos orientados en los que no es posible determinarlo al ser implícito al evaluador. El establecimiento de niveles de fondo y valores de referencia requiere poder cuantificar el error de muestreo, ya que de otro modo la propuesta de niveles de fondo y valores de referencia no sería fiable.

Existen diferentes tipos de muestreos aleatorios. El muestreo aleatorio sistemático, que consiste en un barrido regular del área de estudio, es útil para las zonas en las que no se conoce previamente si la distribución espacial horizontal de los contaminantes es homogénea o heterogénea. El muestreo aleatorio estratificado se debe aplicar en zonas donde se conoce que la distribución espacial horizontal no es homogénea, debido a la variabilidad de algún/os de los factor/es. En la zona de estudio, previamente no se conocía la existencia de estratos, o áreas diferentes en cuanto a la concentración de metales pesados, y para reducir el número de muestras con respecto a un muestreo aleatorio sistemático, se planteó un muestreo aleatorio simple que permitiera analizar la variabilidad, y en su caso, replantear el tipo de muestreo.

Así, el muestreo planteado inicialmente fue el aleatorio simple, siguiendo las directrices de Dick *et al.* (1996) y Tan (1996), desarrollándose en dos fases que cumplen objetivos diferentes. En una primera fase se analizó la variabilidad espacial existente en la concentración de los metales del área de estudio. Los resultados obtenidos en esta primera fase no fueron suficientemente heterogéneos para plantear un muestreo estratificado en la segunda fase. Por lo tanto, en la segunda fase, se continuó con un muestreo aleatorio simple. Una vez analizada la variabilidad encontrada en las dos primeras fases de muestreo, fue necesaria la realización de una tercera fase de muestreo, con la finalidad de acotar el error de muestreo en un 10% de la concentración media, con una significación del 95%, que se consideran aceptables para el objetivo del estudio (Montiel y Blanco, 2001).

Los puntos de muestreo se generaron aleatoriamente a través de un programa incluido en un sistema de información geográfica (SIG, Arcview 3.2), que produce al azar coordenadas UTM de tantos puntos como se le indiquen dentro del área de estudio, siendo el área de estudio la superficie hortícola de la provincia de Castellón. Esta

superficie fue delimitada mediante la utilización de la cartografía de usos del suelo disponible (COPUT, 1990-91).

4.1.2. Número de muestras

El número de muestras, necesario para caracterizar la población de estudio, se debe definir en función de la variabilidad de las características estudiadas en la zona de estudio (Schleuß y Müller, 2001), y de la precisión con la que se quiere caracterizar la población (Wollum, 1994). Estas dos premisas están integradas en una fórmula estadística, ampliamente utilizada en estudios edáficos (Crépin y Johnson, 1993; Dick *et al.*, 1996; Tan, 1996) para la obtención del **tamaño óptimo muestral**. La fórmula es la siguiente:

$$n = t^2 s^2 / E^2 \quad (1)$$

donde, **n** es el tamaño muestral óptimo, **t** es la t de Student para un nivel de confianza dado, **s** es la desviación estándar de la población y **E** es el error de muestreo prefijado.

Esta fórmula permite calcular el número de muestras necesarias para caracterizar la media poblacional a partir de una variabilidad conocida, siempre que la información haya sido obtenida mediante un procedimiento aleatorio de muestreo y las poblaciones presenten una distribución normal (Montiel y Blanco, 2001). Las muestras de este estudio cumplen el primer requisito, ya que se tomaron mediante un muestreo aleatorio simple, y, para cumplir la segunda premisa, previamente a la aplicación de la fórmula, se identificaron posibles valores discordantes mediante el diagrama de caja obtenido con el programa SPSS, y en su caso se eliminaron para obtener poblaciones con una distribución normal. La normalidad se comprobó aplicando el test de Kolgomorov-Smirnov para poblaciones superiores a 50 muestras o el test de Shapiro-Wilkinson para poblaciones inferiores a 50 muestras. Para ello, se utilizó el programa SPSS v. 11.0.

Una vez comprobada la normalidad de las poblaciones, se aplicó la ecuación 1 para un nivel de confianza del 95% y un error de muestreo prefijado del 10% de la media muestral, según proponen Montiel y Blanco (2001) como niveles satisfactorios para estudios de suelos, como se ha comentado anteriormente. De los resultados obtenidos tras aplicar la fórmula para cada metal, se escogió como tamaño muestral óptimo el que presentó mayor variabilidad, de acuerdo con Crépin y Johnson (1993).

4.2. TOMA DE MUESTRAS

Los puntos de muestreo, aleatoriamente seleccionados en la fase de diseño del muestreo, se localizaron en campo con la ayuda de la cartografía topográfica digital (1:10.000) de la Comunidad Valenciana (Instituto Cartográfico Valenciano, 2000) y un GPS "Global Position System" (GPS 12, Garmin), que permitió localizar el punto de muestreo con un error asociado inferior a 5 m. En la Tabla 4.1 se enumeran las muestras y la localización geográfica de los puntos que sirvieron para la selección de las parcelas⁽²⁾ donde se tomaron las muestras.

En la Figura 4.1 se localizan los puntos de muestreo en los suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Castellón (COPUT, 1990-91). Además, se representa la superficie correspondiente al uso urbano-industrial del suelo.

⁽²⁾ En este contexto, parcela se refiere a una pequeña porción de terreno, cultivado, generalmente de 0,1 a 5 ha, de acuerdo con la estructura de la propiedad de la zona de estudio.

Tabla 4.1.- Coordenadas de los puntos de muestreo para la selección de parcelas.

Muestra	UTM_X	UTM_Y	ERROR		UTM_X	UTM_Y	ERROR
MPC-01	714301	4422652	4,2	MPC-40	263491	4499908	4,8
MPC-02	714878	4428154	5,2	MPC-41	285437	4484365	3,5
MPC-03	709089	4434539	4,1	MPC-42	279806	4482859	4,5
MPC-04	708916	4434997	6,5	MPC-43	281648	4480395	4,5
MPC-05	709150	4450115	3,1	MPC-44	280953	4481999	4,5
MPC-06	723406	4442436	4,7	MPC-45	732319	4446635	7,6
MPC-07	736094	4443467	4,3	MPC-46	734998	4444990	3,8
MPC-08	741667	4456310	4,8	MPC-47	737798	4442274	6,2
MPC-09	737983	4440735	5,3	MPC-48	245290	4433153	3,9
MPC-10	738960	4439666	4,4	MPC-49	245175	4432761	3,8
MPC-11	245549	4434861	3,5	MPC-50	744768	4409076	4,2
MPC-12	244889	4433420	4,6	MPC-51	279770	4475293	3,2
MPC-13	755269	4422645	3,5	MPC-52	279675	4474956	3,7
MPC-14	752900	4419653	4,0	MPC-53	278748	4475148	4,1
MPC-15	747380	4413842	3,6	MPC-54	740728	4405359	4,2
MPC-16	743477	4407896	3,5	MPC-55	740004	4403762	4,0
MPC-17	740929	4401169	3,7	MPC-56	739885	4403143	3,9
MPC-18	740672	4402035	5,9	MPC-57	740214	4401396	4,4
MPC-19	739822	4402815	4,7	MPC-58	740603	4401991	4,0
MPC-20	740671	4404768	3,5	MPC-59	713505	4422370	3,9
MPC-21	740516	4406000	4,4	MPC-60	711508	4438656	4,7
MPC-22	715985	4418134	4,6	MPC-61	723479	4443270	7,0
MPC-23	271390	4471052	4,1	MPC-62	737756	4439390	4,6
MPC-24	277732	4475601	3,3	MPC-63	737961	4439132	3,8
MPC-25	279042	4474774	3,6	MPC-64	754489	4431501	6,9
MPC-26	278999	4476306	3,4	MPC-65	749338	4426307	5,2
MPC-27	280068	4477207	4,6	MPC-66	752917	4420010	4,0
MPC-28	280157	4477030	3,9	MPC-67	739613	4402016	4,4
MPC-29	280143	4478171	4,1	MPC-68	744285	4408519	4,2
MPC-30	281581	4478822	3,6	MPC-69	276296	4474953	4,0
MPC-31	281492	4480977	3,6	MPC-70	278256	4476134	5,3
MPC-32	281773	4481334	3,9	MPC-71	280010	4474643	4,9
MPC-33	282338	4480013	3,9	MPC-72	280556	4475764	3,6
MPC-34	283744	4480551	7,1	MPC-73	280298	4476610	3,7
MPC-35	277870	4480111	3,9	MPC-74	279434	4478854	3,4
MPC-36	279198	4480964	4,1	MPC-75	277359	4479645	4,0
MPC-37	281091	4483459	4,4	MPC-76	278588	4478266	3,2
MPC-38	279395	4483437	4,4	MPC-77	739276	4512990	5,1
MPC-39	738386	4507888	4,3				

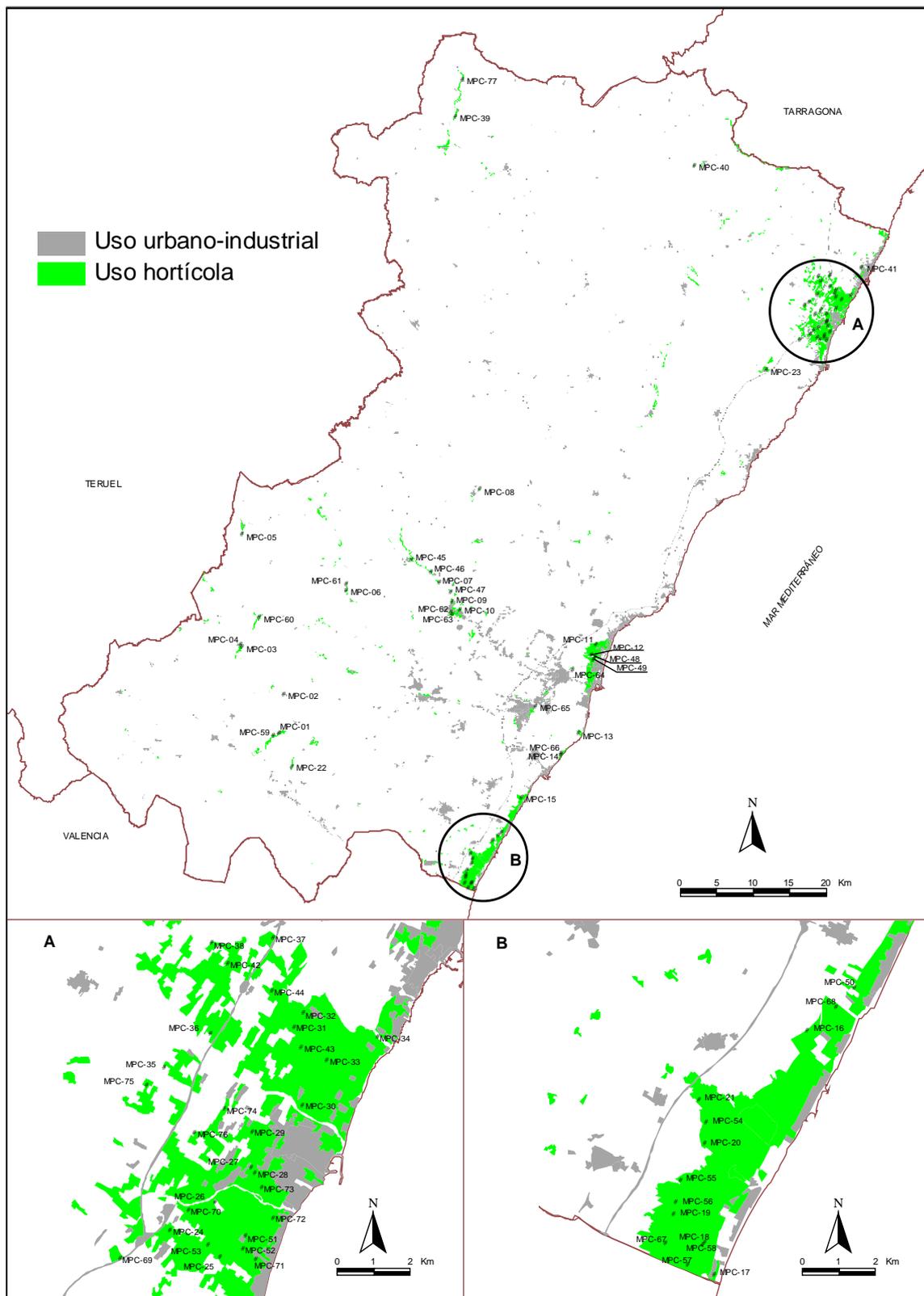


Figura 4.1.- Distribución de las parcelas muestreadas en el área de estudio.

4.2.1. Muestreo de suelos

En cada parcela seleccionada (Tabla 4.1), siguiendo la metodología propuesta en el epígrafe anterior, se obtuvo una muestra compuesta de suelo. La muestra compuesta es adecuada para el objetivo y escala del estudio, ya que permite conocer los niveles de metales en las parcelas minimizando los gastos que se derivarían de analizar independientemente cada una de las submuestras. No obstante, en aquellas parcelas con elevado/s contenido/s de algún/nos de los metal/es pesado/s estudiados se debería realizar un estudio más detallado y, por lo tanto, se deberían tomar diversas muestras simples en la parcela.

La muestra estaba compuesta por 16 submuestras, que es el número recomendado por algunos investigadores (p. ej. Barahona e Iriarte, 2001), tomadas sistemáticamente en una superficie cuadrada con un perímetro de 50*50 m. Las submuestras se tomaron en 4 filas, distribuidas abarcando una superficie de 2.500 m², y en cada fila se tomaron 4 submuestras (Figura 4.2). Cuando la superficie de la parcela, en la que se localizó el punto de muestreo, es inferior a 2.500 m² las submuestras se distribuyeron de igual manera (4 filas y 4 submuestras por fila), pero se abarcó toda la superficie de la parcela. La muestra de suelo obtenida era de aproximadamente dos kilogramos.

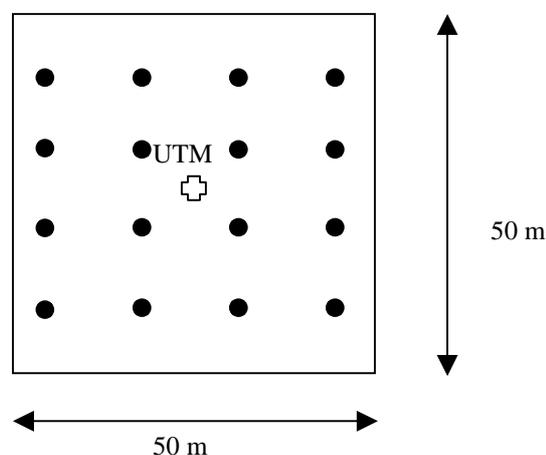


Figura 4.2.- Distribución de las 16 submuestras en cada parcela muestreada.

La profundidad de muestreo comprende los 20 cms superficiales, ya que al ser suelos agrícolas no se tuvo en cuenta los posibles horizontes sino la "capa arable" (Theocharopoulos *et al.*, 2001). Además, en la zona superficial es donde tienden a acumularse los metales pesados, puesto que su movilidad suele ser muy baja (IHOBE, 1998; Junta de Andalucía, 1999) y, al ser la parte más activa biológicamente, los metales pueden estar fácilmente accesibles para los cultivos (Nriagu, 1990).

Las 16 submuestras, que componen cada muestra, se obtuvieron realizando 16 sondeos de unos 20 cms de profundidad, distribuidos como se indica en la Figura 4.2. En cada sondeo se tomó una porción de suelo, correspondiente al contenido de una paleta, de manera que todas las submuestras aportaban similar volumen de suelo a la muestra. Las submuestras tomadas se pusieron en una bolsa de polipropileno, donde se homogeneizaron. La bolsa se rotuló, adecuadamente, identificando la muestra con su correspondiente código e incluyendo la fecha de la toma de la muestra.

La paleta utilizada era de plástico con el fin de minimizar el aporte metálico externo a la muestra. Además, para evitar la contaminación entre muestras, después de tomar cada muestra, se lavó la paleta con agua desmineralizada y se secó con papel de laboratorio.

4.2.2. Muestreo de cultivos

La concentración de elementos en las plantas varía, entre otros aspectos, en función de la disponibilidad del elemento en el ambiente (incluyendo el suelo), la especie vegetal y la parte del vegetal que se analiza (Ernst, 1995). Además, en un mismo individuo la concentración de los diferentes elementos variará en función de su edad. Por estos motivos el diseño de muestreo, al igual que en los suelos, viene condicionado fundamentalmente por el objetivo del

estudio. Siendo éste la evaluación de la posible transferencia de metales, desde el suelo a la planta, y el posible riesgo en la cadena trófica, derivado de la concentración de metales, se realizó tomando muestras de la parte comestible de las hortalizas, siguiendo además las directrices de la legislación sobre contenido de metales en alimentos (DOCE, 2001).

El muestreo de cultivos se centró en alcachofas, lechugas y acelgas. Estos tres cultivos se pueden agrupar, en función de la parte comestible, en dos tipos de cultivos, cultivos de hoja y cultivos de inflorescencia. El hecho de seleccionar dos tipos de cultivos diferentes permite comparar su comportamiento frente a la incorporación y acumulación de metales. Las acelgas y lechugas se seleccionaron por ser cultivos importantes en la zona de estudio y ser ampliamente estudiados, lo que permite la comparación de los resultados con otros estudios. Además, éstos son cultivos acumuladores. Por otro lado, las alcachofas se seleccionaron por ser un cultivo representativo de una gran parte de la zona de estudio. Estas razones son adecuadas para los estudios de fitodisponibilidad según el criterio para la selección de cultivos expuesto por Zheljazkov y Warman (2003).

En las parcelas donde estaba maduro alguno de los tres cultivos se tomaron varias muestras de la parte comestible, de acuerdo con los criterios de Alam *et al.* (2003). Así, se tomaron hojas de acelgas y lechugas y la inflorescencia de alcachofas. Las muestras se obtuvieron de varios individuos, distribuidos al azar por la parcela, en cada una de las parcelas. La muestra se introdujo en una bolsa de polipropileno con cierre que fue identificada, convenientemente, con el código de la muestra y la fecha.

4.2.3. Ficha de campo

En cada punto de muestreo, se recogió información de la parcela en una ficha de campo. Se recopilaron datos referentes tanto

a la identificación y descripción de la parcela, como a la identificación de la muestra y a las posibles fuentes de contaminación. Esta información permite tener la muestra localizada e identificada. Además, puede ayudar a identificar y comprender el origen de las elevadas concentraciones de metales en algunas parcelas. La información recogida en las fichas de campo para cada una de las parcelas muestreadas, junto a los resultados analíticos, tanto de las características y propiedades edáficas como de la concentración de metales en el suelo y en cultivos (para las lechugas, acelgas y alcachofas) se presentan en el Anexo I.

4.3. TRATAMIENTO Y ANÁLISIS DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO

Esta fase consistió en el tratamiento y análisis de las muestras de suelos y cultivos, para la determinación tanto de las propiedades y características edáficas como de los metales pesados en suelos y cultivos.

4.3.1. Preparación de las muestras

4.3.1.1. Suelos

En el laboratorio, las muestras de suelo se extendieron en bandejas durante varios días en una habitación ventilada, para su secado a temperatura ambiente. Una vez seca, se eliminaron los restos vegetales (raíces, hojas, etc.), los elementos gruesos, así como, restos de plásticos, y se trituró y tamizó con un tamiz de 2 mm de luz. La muestra tamizada y homogeneizada, denominada "tierra fina seca al aire" (tfsa), se recogió en contenedores de polipropileno para su conservación hasta la realización de los análisis. Los

contenedores se rotularon con el código de la muestra/parcela y la fecha de muestreo. Además, parte de la muestra, unos 50 g, se pulverizó y homogeneizó hasta un diámetro inferior a 0,25 mm en un mortero eléctrico de ágata (FRITSCH) y, posteriormente, se guardó en contenedores de polipropileno para su conservación hasta la realización de los análisis.

4.3.1.2. Cultivos

En primer lugar, para preparar las muestras de cultivos se aislaron completamente las partes comestibles que eran el objeto de estudio. Seguidamente, se lavaron con agua desmineralizada para eliminar los restos de suelo u otras partículas que pudieran estar adheridas al cultivo. De otro modo, estos restos podrían interferir en la determinación sesgando los resultados de la cuantificación de metales. Una vez limpios, los cultivos se trocearon y colocaron en papel de filtro (Resmar). Los pliegos de papel se introdujeron en una estufa, donde se pusieron a secar a 60 °C varios días hasta que perdieron toda el agua. Una vez seco el cultivo se pulverizó en un micromolino Culatti hasta obtener un tamaño de partícula de 0,5 mm. El material pulverizado y homogeneizado se guardó en contenedores de polipropileno para su conservación hasta la realización del análisis.

4.3.2. Contenido de humedad

4.3.2.1. Suelos

Previamente a la realización de los análisis, se determinó el porcentaje de humedad del suelo seco al aire (tfsa) para poder realizar la corrección de la humedad, y referir los resultados en peso de muestra seca. El contenido de humedad se determinó tanto para la muestra tamizada como para la muestra pulverizada.

4.3.2.2. Cultivos

a) Contenido de humedad de la muestra fresca

La determinación de la humedad del cultivo fresco se realizó para referir las concentraciones de los elementos analizados a peso de muestra fresca. Esto es importante, porque la legislación vigente (DOCE, 2001) establece los límites permitidos en hortalizas expresados en peso de muestra fresca, al ser como se introduce en la cadena trófica.

Una porción de la muestra fresca, recién llegada del campo, se limpió en seco, se troceó y se puso en una cápsula para su secado en estufa (60 °C) hasta peso constante.

b) Contenido de humedad de la muestra seca

Previamente a la realización de los análisis, se determinó el porcentaje de humedad a 105 °C del cultivo seco y pulverizado, para poder realizar la corrección de humedad y referir los resultados a peso de muestra seca. La determinación del contenido de humedad se realizó secando la muestra preparada, seca a 60 °C y pulverizada, en una estufa a 105 °C durante 48 horas.

4.3.3. Análisis de características y propiedades edáficas

Las características y propiedades edáficas analizadas fueron seleccionadas por su influencia en la dinámica de los metales en el suelo (Ross, 1994b; Kabata-Pendias, 1995; Recatalá *et al.*, 2001; Hlavay *et al.*, 2004), considerando su importancia en los suelos del ámbito mediterráneo. En concreto se seleccionó el pH, la conductividad eléctrica, la materia orgánica, los carbonatos totales, la

capacidad de intercambio catiónico y las fracciones granulométricas. La determinación de estas propiedades se realizó siguiendo los métodos oficiales propuestos por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994) y los métodos propuestos por Porta (1986), que son los generalizados en nuestro país.

4.3.3.1. pH

El **pH** se determinó con un pH-metro (Crison micropH 2000), con electrodo de vidrio y calomelanos, en una suspensión suelo:agua y en una suspensión suelo:cloruro potásico, ambas con una relación peso:volumen de 1:2,5.

4.3.3.2. Conductividad eléctrica

a) La **prueba previa de salinidad**, permitió conocer la posible existencia de problemas de salinidad en una muestra. Esta prueba consistió en medir la conductividad eléctrica con un conductímetro (Crison microCM 2001), directamente en un extracto obtenido a partir de una suspensión suelo:agua con una relación 1:5.

b) La conductividad eléctrica medida en el **extracto de pasta saturada** permitió conocer el nivel de salinidad de los suelos. La pasta saturada se obtuvo realizando una mezcla suelo:agua, en la que todos los poros del suelo estaban saturados de agua sin que apareciese una fase de agua en la superficie del suelo. Una vez obtenida esta mezcla, que equivale a la humedad de saturación del suelo, se extrajo el agua y en ese extracto se midió la conductividad eléctrica con un conductímetro (Crison microCM 2001).

4.3.3.3. Contenido de materia orgánica

El porcentaje de **materia orgánica** (MO) de las muestras se determinó mediante un método por vía húmeda, denominado método de Walkley-Black. A través de este método se realizó una valoración por retroceso con sulfato ferroso amónico, determinándose el exceso de dicromato potásico, y, por diferencia, se obtuvo el dicromato utilizado que era equivalente al carbono orgánico oxidable de las muestras. A partir del carbono orgánico oxidable aplicando dos factores correctores, el factor de recuperación para obtener el carbono orgánico total y el factor de Van Bemmelen, se obtuvo el porcentaje de materia orgánica.

4.3.3.4. Contenido de carbonatos totales

El contenido de **carbonatos totales** (CA) de los suelos se obtuvo haciendo reaccionar la muestra de suelo con ácido clorhídrico. El proceso se realizó en un dispositivo cerrado, denominado calcímetro de Bernard, a temperatura y presión constante. A partir del CO₂ desprendido, que es proporcional al contenido de carbonatos en la muestra, se determinó el porcentaje de carbonatos, referido a un patrón de carbonato cálcico puro.

4.3.3.5. Capacidad de Intercambio Catiónico

La **Capacidad de Intercambio Catiónico** (CIC) del suelo se determinó por el método de acetato amónico a pH=7,0. El suelo se saturó de sodio mediante una extracción con acetato sódico 1N a pH=8,2, tras lo que se eliminó el exceso de sales con varios lavados de etanol, y finalmente se desplazó el sodio de las posiciones de intercambio mediante extracción con acetato amónico 1N a pH=7,0. En el extracto obtenido se cuantificó el contenido de sodio, que

corresponde a la capacidad de intercambio catiónico, mediante Espectrometría de Absorción Atómica de llama (EAA-llama).

4.3.3.6. Análisis granulométrico

Mediante el **análisis granulométrico** se determinaron los porcentajes, en peso, de las fracciones Arena ($50 < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$), Limo ($2 < \varnothing < 50 \mu\text{m}$) y Arcilla ($\varnothing < 2 \mu\text{m}$), siguiendo la clasificación propuesta por el Departamento de Agricultura de EEUU (USDA). Se realizó un pretratamiento con agua oxigenada para la eliminación de la materia orgánica y, posteriormente, un tratamiento con hexametáfosfato sódico al 5% para destruir los agregados. La fracción arena (Ar) se determinó mediante tamizado en húmedo y las fracciones arcilla (Ac) y limo (Li) se separaron por sedimentación siguiendo el método de la Pipeta Robinson. La clase textural se determinó mediante el triángulo textural según el sistema de la USDA (Schoeneberger *et al.*, 1998).

4.3.3.7. Determinación de metales "pseudo-totales"⁽³⁾

No existe ningún método oficial en España para la determinación de metales pesados. Tampoco la comunidad científica ha adoptado de forma consensuada un método, ni en Europa ni en España, y cada grupo ha adecuado los diferentes métodos existentes, básicamente, en función de las necesidades y objetivos de su investigación y de sus posibilidades económicas. No obstante, hoy en día se está realizando un esfuerzo para la universalización de las metodologías, y actualmente existe una norma ISO referida a la extracción de los elementos traza solubles en agua regia (ISO 11466,

⁽³⁾ los valores se denominan "pseudo-totales" porque los ácidos empleados (ácido nítrico y ácido clorhídrico) en la digestión no son capaces de disolver completamente los silicatos, pero disuelven los metales unidos débilmente a los silicatos.

1995) y una norma UNE para la *Determinación de cadmio, cromo, cobalto, cobre, plomo, manganeso, níquel y cinc en extractos del suelo en agua regia. Métodos espectrométricos de absorción atómica con llama y atomización electrotérmica* (UNE 77309,2001) que es equivalente a la ISO 11047. En este apartado se analizan las ventajas de unos métodos de determinación de metales frente a otros, justificando así la elección del método utilizado en este trabajo.

El proceso de análisis de metales en el suelo se compone de dos fases diferenciadas. La primera fase es la digestión, en la que se solubilizan parte de los elementos de la muestra, y, en la segunda fase, se cuantifican los elementos de estudio en el extracto obtenido.

a) Digestión

Existen diferentes métodos de digestión de suelos para la extracción del contenido total de metales. Las digestiones de suelo se realizan añadiendo a la muestra de suelo una combinación de ácidos y esta suspensión, generalmente, se calienta para facilitar y/o acelerar la digestión. El proceso de digestión se puede realizar en baños de arena, digestores o microondas.

La utilización del microondas frente a procesos de digestión en abierto (baños de arena, digestores, etc.) se ha extendido en los laboratorios durante los últimos años y es, hoy en día, una técnica ampliamente aceptada (Smith y Arsenault, 1996; Sandroni y Smith, 2002). Esto es debido, fundamentalmente, a que se consigue un proceso de digestión más rápido y eficaz (Smith y Arsenault, 1996; Bettinelli *et al.*, 2000). Además, permite una mayor reproducibilidad y transferencia, requisitos imprescindibles para la estandarización de un método (Link *et al.*, 1998). Las ventajas que proporcionan los métodos de digestión con microondas, según Agazzi y Pirola (2000) y Sandroni y Smith (2002), son:

- reducen sustancialmente el tiempo del proceso

- se obtiene una mejor recuperación de elementos y compuestos volátiles
- se produce una menor contaminación durante el proceso de preparación de la muestra
- se utiliza un menor volumen de reactivos
- los procedimientos son más reproducibles
- se consigue una mayor exactitud y precisión en los resultados

Por todas estas características se seleccionó un método de digestión, tanto para suelos como cultivos, asistido por microondas.

Existen diversos métodos para realizar digestiones de suelos con microondas, utilizadas para determinar la concentración de metales, que se diferencian, básicamente, por la combinación de ácidos utilizada (variando los ácidos utilizados o la proporción empleada de los mismos) y por las condiciones experimentales (temperatura, tiempo de digestión). El programa del microondas cambia en función del tipo de microondas y de la matriz analizada (Nieuwenhuize *et al.*, 1991). Para la obtención de resultados fiables hay que controlar muy bien todas las variables de la disolución (peso y tipo de la muestra, volumen de ácido, presión del microondas, distribución homogénea de la muestra, etc.) (Smith y Arsenault, 1996).

Al no existir, en el momento en el que se inició el estudio, un método estandarizado para la digestión de suelos con microondas en España, se adoptaron los métodos propuestos por la Agencia de Protección Medioambiental de EEUU (USEPA). Este organismo ha propuesto diversos métodos para realizar digestiones en suelos (USEPA 3050, USEPA 3051, USEPA 3051 A y USEPA 3052). La utilización de la USEPA 3052, al utilizar el ácido fluorhídrico (HF) que destruye los aluminosilicatos, permite realizar una digestión completa de la muestra de suelo. Los métodos que no utilizan HF (USEPA 3050, USEPA 3051, USEPA 3051 A) no consiguen una disolución completa

de la muestra. En cuanto que los ácidos empleados, concretamente ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl), no son capaces de disolver completamente los silicatos, los resultados obtenidos se denominan "pseudo-totales" (Hödrejärv y Vaarmann, 1999).

La comparación de los cuatro métodos propuestos por la USEPA, realizada por Chen y Ma (1998), muestra que se obtienen las mayores concentraciones al aplicar el Método 3052 que utiliza HF (descomposición total). No obstante, la utilización del HF, debido a su toxicidad y corrosividad requiere un uso muy controlado. Por un lado, debido a la peligrosidad que supone para las personas que lo manejan y, por otro lado, por los daños que puede ocasionar en los materiales del laboratorio, por ejemplo en los componentes de cuarzo del espectrómetro de absorción atómica. Por todo ello, se optó por evitar la utilización del HF (Sandroni y Smith, 2002). La mejor alternativa al Método 3052 es el Método USEPA 3051 A, al presentar mejores recuperaciones que los otros dos métodos (USEPA 3050, USEPA 3051), según Chen y Ma (1998).

Así, el método finalmente seleccionado para la **extracción de metales "pseudo-totales" en suelos** fue el método de la USEPA 3051 A. Este método consiste en realizar una digestión ácida, asistida por microondas, con una mezcla de ácidos fuertes (HNO_3 y HCl) para la obtención de un extracto multielemental (Figura 4.3). En el extracto obtenido se cuantifican los metales mediante espectrometría de absorción atómica (EAA). El extracto, tras la digestión y hasta el momento de la medida, se guarda en un envase de propileno en cámara frigorífica a 5°C .

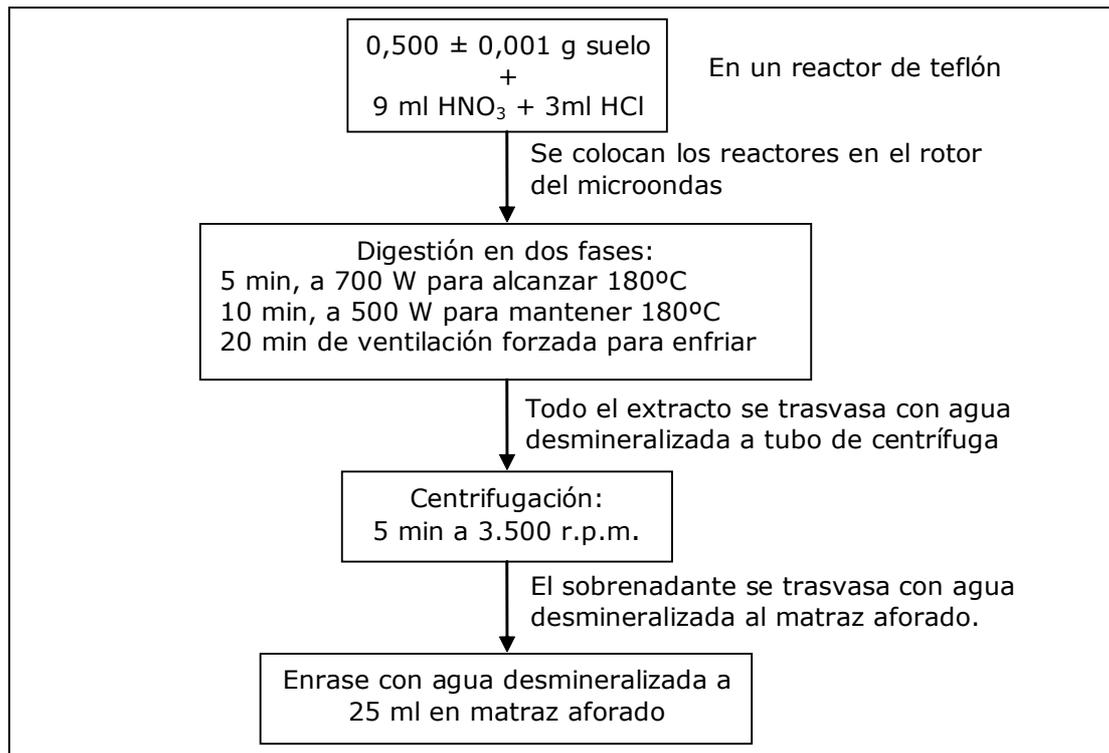


Figura 4.3.- Esquema del protocolo seguido para la digestión de suelo, método USEPA 3051 A (USEPA, 1998).

b) Cuantificación de metales "pseudo-totales" en suelo tras una digestión ácida asistida con microondas

La **cuantificación** de los metales en el extracto, obtenido mediante las digestiones ácidas descritas anteriormente, se puede realizar por diversos métodos (Espectrometría de Absorción Atómica, Espectrometría atómica por acoplamiento de plasma inducido, etc). En el momento en que se comenzó la realización de los análisis no existía un método estandarizado. Además, debido a las dotaciones del laboratorio del CIDE se optó por la cuantificación mediante Espectrometría de Absorción Atómica (EAA) directamente en el extracto. La concentración de cada uno de los metales en los extractos fue el factor que condicionó la utilización de uno de los dos métodos de atomización (EAA-llama o EAA-cámara de grafito). Para medir todos los metales en un mismo extracto fue necesaria la utilización de ambos métodos.

El espectrómetro de absorción atómica (Varian SpectraAA-220FS) utilizado para la determinación de los metales está equipado con una lámpara de cátodo hueco, apropiada para cada elemento, y una lámpara de deuterio para la corrección de fondo. Las condiciones analíticas para la cuantificación de los metales "pseudo-totales" mediante EAA-llama se detallan en la Tabla 4.2. La longitud de onda utilizada es la preferente para cada elemento, de manera que se obtiene una mayor sensibilidad. Sin embargo, la capacidad de dilución del equipo analítico no es suficiente para interpolar la elevada concentración de Fe en el rango de trabajo del método. Por lo tanto, se optó por trabajar para el Fe en una longitud de onda secundaria, de manera que con la capacidad de dilución del equipo se podían interpolar los valores obtenidos en el rango de trabajo del método.

Tabla 4.2.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales "pseudo-totales" del suelo mediante EAA-llama.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Flujo de aire/acetileno (l/m)	Corrector de fondo	Rango de trabajo (mg/l)
Cd	228,8	0,5	13,5/2,0	Si	0,01 - 1,00
Co	240,7	0,2	13,5/2,0	Si	0,05 - 3,00
Cr	357,9	0,2	13,5/3,0	No	0,12 - 3,00
Cu	324,8	0,5	13,5/2,0	No	0,04 - 4,00
Fe	372,0	0,2	13,5/2,0	No	1 - 50
Mn	279,5	0,2	13,5/2,0	No	0,02 - 2,00
Ni	232,0	0,2	13,5/2,0	Si	0,05 - 3,00
Pb	217,0	1,0	13,5/2,0	Si	0,10 - 5,00
Zn	213,9	1,0	13,5/2,0	Si	0,02 - 0,80

El límite inferior del rango de trabajo se definió a partir de la concentración característica de los elementos para la EAA-llama. Por lo tanto, se consideró que los extractos con concentraciones iguales o inferiores a la concentración característica en EAA-llama se debían cuantificar mediante EAA-cámara de grafito, al ser una técnica de cuantificación más sensible. En las muestras analizadas de suelo, únicamente, el contenido de Cd era inferior a su concentración característica en EAA-llama. Los extractos que presentaban una

concentración igual o inferior a ésta no se podían diferenciar analíticamente mediante EAA-llama y, por tanto, se tuvieron que cuantificar mediante EAA-cámara de grafito. Las condiciones analíticas de medida se presentan en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales "pseudo-totales" del suelo mediante EAA-cámara de grafito.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Corrector de fondo	Modificador (Paladio)	Rango de trabajo (µg/l)
Cd	228,8	0,5	Si	Si	1 - 5

c) Cálculos

Los cálculos correspondientes a la concentración de metal en las muestras se realizaron con la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración metal [mg/kg]} = \frac{\text{Concentración metal [mg/L]} * 25}{P} \quad (2)$$

donde **P** es peso de la muestra; **25** es el volumen al que se ha aforado el extracto obtenido tras la digestión.

4.3.3.8. Determinación de metales extraíbles en suelos

Existen múltiples metodologías para el análisis de metales extraíbles en suelos, ya que en las últimas décadas se han desarrollado y modificado diversos procedimientos de extracción (Rauret, 1998). No obstante, todavía no se ha estandarizado en España ningún método, y la falta de uniformidad en los procedimientos conlleva problemas a la hora de comparar los resultados obtenidos (Rauret *et al.*, 1999). Aún más, si tenemos en cuenta que los extractantes son poco selectivos y pequeñas diferencias en los procedimientos analíticos puede tener efectos significativos en los resultados (Rauret, 1998). De hecho, Sahuquillo

et al. (1999) concluyen que diferencias en variables, como pH, temperatura y duración de la extracción influyen en la extractabilidad del metal.

En general, los procedimientos de extracción son de dos tipos. Por un lado, están las extracciones simples que utilizan un único extractante y, por otro lado, las extracciones secuenciales, que utilizan varios extractantes de manera secuencial para una misma muestra (Rauret, 1998). Las extracciones simples se han utilizado ampliamente para evaluar la fracción intercambiable de los elementos traza en el suelo (Sahuquillo *et al.*, 2003). Además, el contenido extraíble en el suelo y el contenido de metales en las plantas han sido relacionados por diversos autores, por ejemplo Rauret (1998), Ianni *et al.* (2001) o Wang *et al.* (2004).

Las extracciones secuenciales se han utilizado para evaluar la asociación de los metales a diferentes fracciones del suelo (Sahuquillo *et al.*, 2003; Hlavay *et al.*, 2004). Sin embargo, plantean problemas analíticos derivados de las bajas concentraciones de metales en algunas fracciones, sobre todo cuando se emplean extractantes débiles. Además, los procedimientos deben ser validados para diferentes suelos y sedimentos (Rauret, 1998).

Actualmente, se utilizan numerosos extractantes. Los más utilizados para estudiar la movilidad de los metales en suelos son sales neutras (CaCl_2 , NaNO_3 , NH_4NO_3) o complejantes orgánicos (EDTA, DTPA) (Podlesáková *et al.*, 2000). El EDTA ha sido ampliamente utilizado en las extracciones de suelos y lodos de depuradora para la determinación de metales pesados. Los métodos de extracción con EDTA son diversos y cada método varía su concentración, su pH y/o las condiciones de la extracción. Para cada forma de EDTA utilizada se han descrito funciones diferentes. Algunos autores consideran que es capaz de disolver carbonatos, otros que extrae metales de los óxidos e hidróxidos y otros que libera los metales unidos a la fracción orgánica del suelo (Beckett, 1989). El

EDTA 0,05M a pH 7,0, se considera que extrae la fracción móvil (Hlavay *et al.*, 2004) o las fracciones ligadas orgánicamente y a carbonatos, y es apropiada para los suelos calcáreos (Quevauviller *et al.*, 1996a; Sahuquillo *et al.*, 2003). Sin embargo, para analizar la posible deficiencia de micronutrientes se ha extendido la extracción con DTPA 0,05M (White y Zasoski, 1999).

a) Extracción de metales pesados en suelos con EDTA 0,05M a pH 7,0

De todas las extracciones simples, ampliamente utilizadas en la determinación de metales pesados en suelos, se optó por realizar la propuesta de Boluda *et al.* (1993), en la que se adaptó el método propuesto por el Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) (1986). Esta extracción se seleccionó porque es el procedimiento que se había utilizado tradicionalmente en el grupo de investigación. Además, en algunos trabajos se estudiaron las relaciones suelo-planta obteniéndose buenas relaciones entre el contenido extraíble con EDTA del suelo y en el cultivo para algunos metales. Así, Alegría *et al.* (1991) establecieron una relación significativa entre la concentración de Ni extraíble con EDTA y su contenido en los cultivos.

El método consiste en la extracción de metales con EDTA ácido 0,05M a pH 7,0 (Figura 4.4). Las adaptaciones propuestas por Boluda *et al.*, (1993) consistieron en incrementar el tiempo de extracción, así como disminuir la relación suelo:extractante.

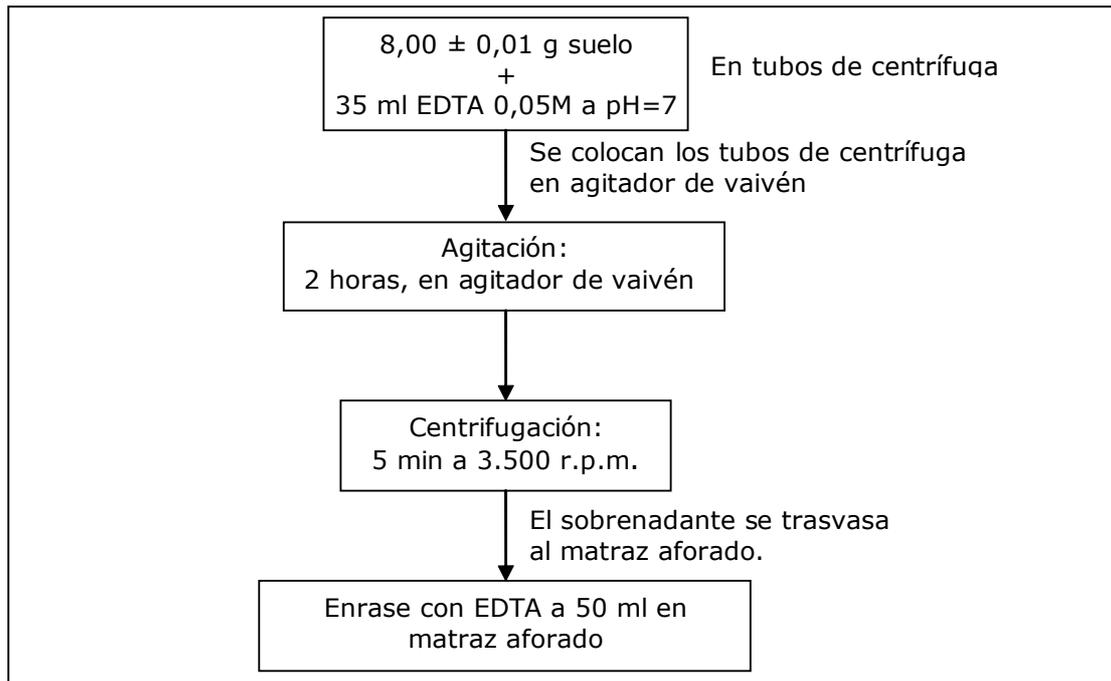


Figura 4.4.- Esquema del protocolo seguido para la extracción de suelo con EDTA 0,05M a pH=7,0, método de Boluda *et al.* (1993).

b) *Cuantificación de los metales pesados en el extracto obtenido mediante una extracción de EDTA 0,05M a pH 7,0*

El procedimiento realizado es similar al utilizado para cuantificar los metales "pseudo-totales" en el extracto obtenido mediante EAA. Las diferencias, en los métodos empleados, estuvieron condicionadas por la menor concentración de los metales en el extracto obtenido tras la extracción con EDTA. Así, el Fe se midió en la longitud de onda preferente y hubo más metales que se tuvieron que cuantificar mediante EAA-cámara de grafito. Al igual que para cuantificar los metales "pseudo-totales", se cuantificaron mediante EAA-cámara de grafito los metales de las extracciones con EDTA para las que la concentración en su extracto era inferior o igual a la concentración característica en EAA-llama. En concreto, el contenido de Cr y Co se cuantificó por EAA-cámara de grafito en todas las muestras, y el Cd y Ni en las muestras que presentaban una concentración igual o inferior a su concentración característica ($\text{Cd} \leq 0,01 \text{ mg/l}$; $\text{Ni} \leq 0,05 \text{ mg/l}$).

Las condiciones analíticas para la determinación de los metales pesados mediante EAA-llama se detallan en la Tabla 4.4. Las condiciones analíticas para EAA-cámara de grafito se detallan en la Tabla 4.5.

Tabla 4.4.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales extraíbles con EDTA del suelo mediante EAA-llama.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Flujo de aire/acetileno (l/m)	Corrector de fondo	Rango de trabajo (mg/l)
Cd	228,8	0,5	13,5/2,0	Si	0,01 - 1,00
Cu	324,8	0,5	13,5/2,0	No	0,04 - 4,00
Fe	248,3	0,2	13,5/2,0	Si	0,14 - 5,00
Mn	279,5	0,2	13,5/2,0	No	0,02 - 2,00
Ni	232,0	0,2	13,5/2,0	Si	0,05 - 3,00
Pb	217,0	1,0	13,5/2,0	Si	0,10 - 5,00
Zn	213,9	1,0	13,5/2,0	Si	0,02 - 0,80

Tabla 4.5.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales extraíbles con EDTA del suelo mediante EAA-cámara de grafito.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Corrector de fondo	Modificador (Paladio)	Rango de trabajo (µg/l)
Cd	228,8	0,5	Si	Si	1 - 5
Co	240,7	0,2	Si	No	4 - 40
Cr	357,9	0,5R	No	No	2 - 16
Ni	232,0	0,2	Si	Si	4 - 37,5
Pb	283,3	0,5	Si	No	5 - 45

c) Cálculos

Los cálculos correspondientes a la concentración de metal en las muestras se realizaron con la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración metal [mg/kg]} = \frac{\text{Concentración metal [mg/l]} * 50}{P} \quad (3)$$

P

donde **P** es peso de la muestra; **50** es el volumen al que se ha aforado el extracto obtenido tras la extracción.

4.3.4. Análisis de cultivos

4.3.4.1. Determinación de metales en cultivos

a) Digestión

La **extracción de metales totales en cultivos** se realizó siguiendo el método de la USEPA 3052, que consiste en una digestión ácida, asistida con microondas, mediante una mezcla de ácidos fuertes ($\text{HNO}_3 + \text{HF} + \text{HCl}$) para la obtención de un extracto multielemental. La propuesta del método sugiere que no es necesaria la utilización de HCl y/o HF , ya que las muestras contienen un porcentaje inapreciable de dióxido de silicio. Además, según este método, es mejor reducir o incluso quitar el HCl y/o HF . La mayor limitación es el volumen de muestra utilizado, pues un incremento en el volumen produciría un incremento en la presión y una reacción más exotérmica (Agazzi y Pirola, 2000).

La reacción simplificada que sucede entre una muestra orgánica y el ácido nítrico, según Agazzi y Pirola (2000), es la siguiente:



En la Figura 4.5 se presenta un esquema del protocolo seguido para la digestión de cultivos, método USEPA 3052 (USEPA, 1996).

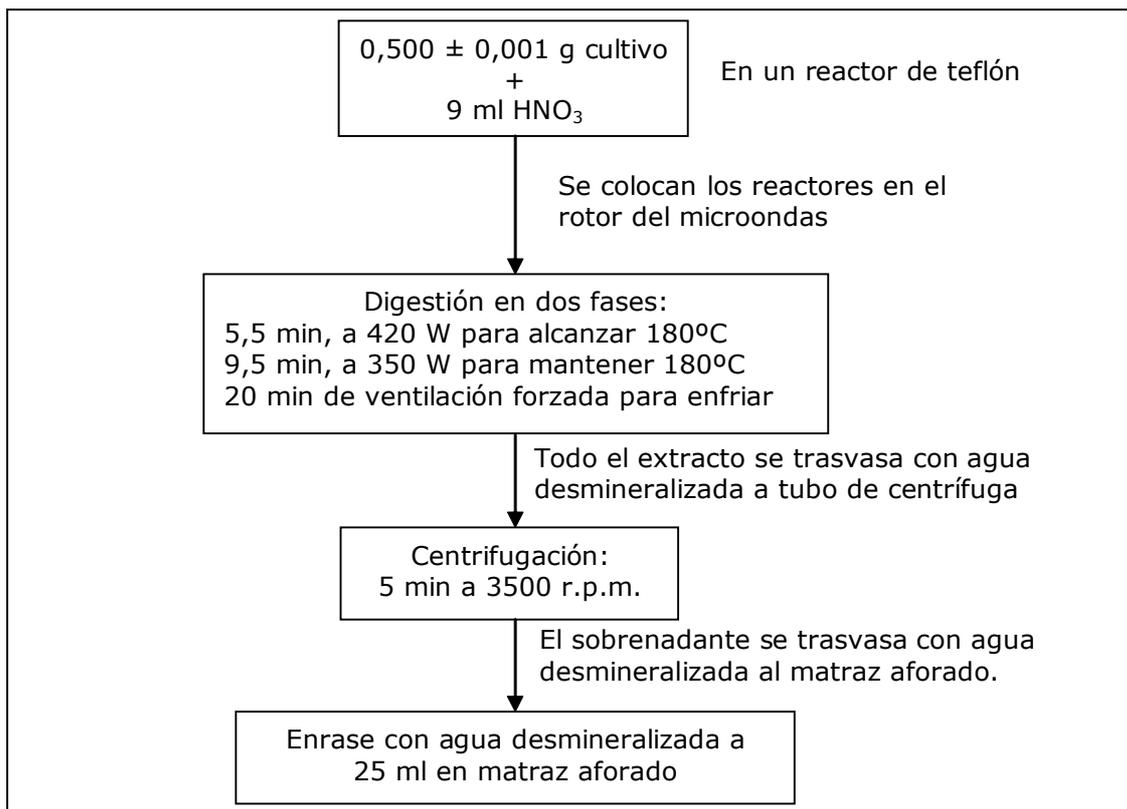


Figura 4.5.- Esquema del protocolo seguido para la digestión de cultivos, método USEPA 3052 (USEPA, 1996).

b) Cuantificación de los metales en el extracto de cultivos mediante una digestión con nítrico asistida con microondas

En el extracto de cultivos los niveles de Cd, Co, Cr, Ni y Pb estaban por debajo de su concentración característica en EAA-llama, que es el límite a partir del cual se ha considerado que se pueden cuantificar los metales mediante EAA-llama. Por lo tanto, se cuantificaron mediante EAA-cámara de grafito (Tabla 4.7). Las condiciones analíticas, tanto para EAA-llama como para EAA-cámara de grafito, son iguales que para la cuantificación del contenido de metales extraíbles con EDTA. Sin embargo, el número de metales para los que se realizó la cuantificación mediante EAA-llama es menor que para los extraíbles con EDTA. Así, mediante EAA-llama se cuantificaron el Cu, Fe, Mn y Zn y mediante EAA-cámara de grafito el

Cd, Co, Cr, Ni y Pb. En las Tablas 4.6 y 4.7 se detallan las condiciones analíticas.

Tabla 4.6.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales totales en los cultivos mediante EAA-llama.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Flujo de aire/acetileno (l/m)	Corrector de fondo	Rango de trabajo (mg/l)
Cu	324,8	0,5	13,5/2,0	No	0,04 - 4,00
Fe	248,3	0,2	13,5/2,0	Si	0,14 - 5,00
Mn	279,5	0,2	13,5/2,0	No	0,02 - 2,00
Zn	213,9	1,0	13,5/2,0	Si	0,02 - 0,80

Tabla 4.7.- Condiciones analíticas para la determinación de los metales totales en los cultivos mediante EAA-cámara de grafito.

	Longitud de onda (nm)	Anchura de rendija (nm)	Corrector de fondo	Modificador (Paladio)	Rango de trabajo (µg/l)
Cd	228,8	0,5	Si	Si	1 - 5
Co	240,7	0,2	Si	No	4 - 40
Cr	357,9	0,5R	No	Si	2 - 16
Ni	232,0	0,2	Si	Si	4 - 37,5
Pb	283,3	0,5	Si	Si	5 - 45

c) Cálculos

Los cálculos correspondientes a la concentración de metal en las muestras se realizaron con la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración metal [mg/kg]} = \frac{\text{Concentración metal [mg/l]} * 25}{P} \quad (2)$$

donde **P** es peso de la muestra; **25** es el volumen al que se ha aforado el extracto obtenido tras la digestión.

4.3.5. Control de calidad para los análisis de metales

Los procedimientos de análisis empleados para la determinación de los metales "pseudo-totales" y extraíbles en suelo y totales en cultivo, fueron validados previamente a la realización de los análisis.

Para ello, se adquirieron los *materiales de referencia certificados* (CRM) que más se asemejaban a las muestras analizadas, requisito necesario para comprobar la exactitud de un procedimiento analítico (Valcárcel y Ríos, 1992). La validación de los métodos utilizados, USEPA 3051 A, USEPA 3052 y extracción con EDTA, se realizó repitiendo *n* veces el procedimiento analítico realizado para las muestras con los CRM correspondientes. Estos resultados obtenidos en el laboratorio se compararon, posteriormente, con los resultados certificados. La comparación se realizó por tres vías: el porcentaje de elemento recuperado, la precisión y la exactitud. El porcentaje de elemento recuperado (%R), tras la determinación de los extractos, se obtuvo teniendo en cuenta el contenido certificado (concentración certificada) y el contenido analizado en el laboratorio (concentración medida).

$$\% R = \frac{[\text{concentración medida}] * 100}{[\text{concentración certificada}]} \quad (4)$$

La precisión y exactitud del método se valoró según la propuesta realizada por Sutherland y Tack (2002), que consideran que el coeficiente de variación (CV) mide la precisión de los datos obtenidos. Finalmente, la exactitud se valoró aplicando la fórmula siguiente:

$$\text{Exactitud} = \frac{[\text{concentración medida} - \text{concentración certificada}] * 100}{[\text{concentración certificada}]} \quad (5)$$

4.3.5.1 Validación de la USEPA 3051 A con CRM 141R

La validación del método de la USEPA 3051 A se realizó con el material de referencia certificado *CRM 141R Trace elements in calcareous loam soil from the Community Bureau of Reference (BCR)*.

Se realizaron 8 digestiones en diferentes días, para analizar la reproducibilidad del método en condiciones similares a las de trabajo con las muestras. El porcentaje de elemento recuperado, tras la determinación de los extractos, se obtuvo teniendo en cuenta el contenido certificado soluble en agua regia (Quevauviller *et al.*, 1996b) (Tabla 4.8). Los resultados obtenidos se encontraban dentro del rango considerado como aceptable (80-120%) por algunos científicos (p. ej. Chen y Ma, 1998), excepto para el Fe y el Zn que presentaban recuperaciones ligeramente inferiores. La precisión del método fue satisfactoria, ya que los coeficientes de variación son inferiores al 5% en la mayoría de elementos, a excepción del Pb (5,5%), Co (10,7%) y Cr (10,9%).

Tabla 4.8.- Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados "pseudo-totales" en suelos, CRM 141R.

	Media obtenida (mg/kg)	CV	CRM 141R (mg/kg)	R%	Exactitud (%)
Cd	13,1 ± 0,3	2,3	14,0 ± 0,4	93	-7
Co	9,3 ± 1,0	10,7	9,2 ± 0,5	101	1
Cr	143,3 ± 15,7	10,9	138 ± 5	104	4
Cu	44,7 ± 1,7	3,8	46,9 ± 1,8	95	-5
Fe	20535 ± 500	2,4	25850 ± 400	79	-21
Mn	552 ± 21	3,7	653 ± 16	85	-15
Ni	82,6 ± 3,0	3,7	94 ± 5	88	-12
Pb	45,0 ± 2,5	5,5	51,3 ± 2,0	88	-12
Zn	211,0 ± 7,3	3,5	270 ± 8	78	-22

4.3.5.2. Validación de la Extracción con EDTA con CRM 600

La validación del método de extracción con EDTA 0,05M a pH=7,0 se realizó con el material de referencia certificado *CRM 600 Extractable Trace elements in calcareous soil from the Community Bureau of Reference (BCR)* (Quevauviller *et al.*, 1997). Se realizaron 4 digestiones en diferentes días, para analizar la reproducibilidad del método. En la Tabla 4.9 se presentan los resultados obtenidos. El porcentaje de elemento recuperado, tras la determinación de los

extractos, sobrepasan en tres de los seis metales certificados el rango considerado como aceptable (80-120%) por algunos científicos (p. ej. Chen y Ma, 1998).

Tabla 4.9.- Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados extraíbles con EDTA en suelos, CRM 600.

	Media obtenida (mg/kg)	CV	CRM-600 (mg/kg)	R%	Exactitud (%)
Cd	2,19 ± 0,23	10	2,68 ± 0,09	82	-18
Co	0,89 ± 0,41	46	No certificado		
Cr	0,58 ± 0,11	20	0,206 ± 0,021	281	181
*Cu	66,10 ± 3,44	5	57,3 ± 2,5	115	15
Fe	118,99 ± 36,05	30	No certificado		
Mn	61,37 ± 17,35	28	No certificado		
Ni	4,25 ± 0,37	9	4,52 ± 0,25	94	-6
Pb	42,45 ± 1,97	5	59,7 ± 1,8	71	-29
Zn	273,80 ± 15,18	6	383 ± 12	71	-29

*Valor indicativo.

Los resultados obtenidos quizás sean debidos a las importantes diferencias, en peso de muestra, relación suelo:extractante, tiempo y modo de agitación, y material utilizado, entre el método de extracción certificado y la adaptación de Boluda *et al.* (1993) empleada. Por otro lado, la menor precisión en los resultados obtenidos respecto a la obtenida en el contenido "pseudo-total", probablemente sea consecuencia de la mayor dificultad para reproducir las condiciones del proceso de extracción que en las digestiones asistidas con microondas.

4.3.5.3. Validación de la USEPA 3052 con CRM 281

La validación del método de la USEPA 3052 se realizó con el material de referencia certificado *CRM 281 Trace elements in rye grass from the Community Bureau of Reference (BCR)* (Griepink y Muntau, 1988). Se realizaron 4 digestiones en diferentes días, para analizar la reproducibilidad del método. El porcentaje de elemento recuperado, tras la determinación de los extractos, se obtuvo

teniendo en cuenta el contenido certificado (Tabla 4.10). Los resultados obtenidos se encuentran dentro del rango considerado como aceptable (80-120%) por algunos científicos (p. ej. Chen y Ma, 1998), excepto el Cd, Co y Pb. La precisión del método fue satisfactoria, los coeficientes de variación fueron inferiores al 5% en la mayoría de elementos, salvo para el Cd, Co, Pb y Ni.

Tabla 4.10.- Precisión y exactitud del análisis de los metales pesados en cultivos, CRM 281 Trace elements in rye grass.

	Media obtenida (mg/kg)	CV	CRM 281 (mg/kg)	R%	Exactitud (%)
Cd¹	0,175 ± 0,027	15	0,120 ± 0,003	146	46
*Co¹	0,082 ± 0,015	19	0,117 ± 0,019	70	-30
Cr²	2,104 ± 0,035	2	2,14 ± 0,12	98	2
Cu²	10,9 ± 0,0	0	9,65 ± 0,38	113	13
*Fe²	150,6 ± 0,9	2	164 ± 13	92	-8
Mn²	73,5 ± 0,5	1	81,6 ± 2,6	90	-10
Ni²	2,88 ± 0,38	13	3,00 ± 0,17	96	4
Pb²	3,597 ± 0,209	6	2,38 ± 0,11	151	51
Zn²	26,9 ± 1,2	5	31,5 ± 1,4	85	-15

*Valor indicativo; ¹ Determinación realizada mediante EAA-cámara de grafito;

² Determinación realizada mediante EAA-llama.

4.3.5.4. Control de posible contaminación por metales

Las posibles contaminaciones externas durante el proceso de análisis podrían llegar a incrementar los niveles reales de las muestras. Este hecho, hizo que se tuviera especial cuidado en evitar, durante la preparación de los extractos, la introducción de metales que no provinieran de las muestras. Para ello, su tratamiento se realizó con el máximo cuidado, evitando la utilización de materiales que pudieran sesgar el contenido de las muestras. Además, con el fin de controlar posibles contaminaciones se realizaron de manera sistemática blancos de método.

En cada proceso de digestión o extracción para la determinación de metales se introdujo un blanco. El análisis del blanco se realizó con los mismos materiales, reactivos y procesos que la muestra, pero obviamente sin muestra. En las digestiones,

asistidas por microondas, el blanco se situó en una de las cinco posiciones del rotor que no poseía la sonda de temperatura. La realización sistemática del blanco, en cada proceso de digestión o extracción, ayudó a controlar la posible contaminación causada, bien, por los reactivos o por una mala limpieza del material o por una contaminación puntual. Los valores obtenidos en estos blancos se situaron por debajo del límite inferior del rango de trabajo de la EAA, salvo algunos casos donde los valores del blanco fueron mayores. No obstante, el orden de magnitud fue muy inferior al obtenido en las muestras. Esto indicó que los reactivos eran adecuados para la realización del análisis, ya que no influían en la cuantificación de los metales, y tampoco se detectaron contaminaciones puntuales producidas durante la extracción de la muestra.

4.3.5.5. Limpieza del material

La limpieza del material empleado en los análisis de metales (matraces aforados, embudos, vasos digestores o reactores de teflón, tubos de centrífuga, etc.) se realizó con extremo cuidado. Todo el material se sumergió en un baño de nítrico (20%) tras su utilización. Además, el material se lavó con agua desmineralizada, tanto previamente como posteriormente al baño de nítrico. Concretamente, antes de introducirlo en el baño para minimizar la contaminación de la solución (nítrico al 20%) y, tras el baño de nítrico, para desprender todo el nítrico que hubiera quedado adherido.

4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico de los datos obtenidos incluyó diferentes tratamientos que se pueden agrupar en:

- Estadística descriptiva
- Técnicas para estudiar relaciones entre variables
- Técnicas para la comparación de valores medios
- Técnicas para establecer niveles de fondo y derivar valores de referencia

Para la realización de los análisis estadísticos se han utilizado los programas SPSS v. 11.0, Excel y Proplot v. 1.00. A continuación, se explican los procedimientos estadísticos empleados.

4.4.1. Estadística descriptiva

Los parámetros principales de estadística descriptiva, como media, desviación estándar, coeficiente de variación, máximo y mínimo, se utilizaron para caracterizar las propiedades del suelo y los contenidos de metales en suelo y cultivos. Los resultados se presentan resumidos en tablas y permiten conocer los valores medios, así como la variabilidad de las variables analizadas. Además, se comprobó la normalidad de las poblaciones mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

4.4.2. Técnicas para estudiar relaciones entre variables

El análisis de las posibles relaciones entre variables se realizó mediante el establecimiento de correlaciones y regresiones lineales, el análisis de conglomerados jerárquicos y análisis de componentes principales. Concretamente, se aplicaron para establecer las relaciones entre las variables de los siguientes grupos: características

y propiedades edáficas, contenido de metales "pseudo-totales" en suelos, contenido de metales extraíbles en suelos y contenido de metales en cultivos. Además, se analizó la influencia de las variables de un grupo en las de los otros, como sigue:

- las características y propiedades edáficas con el contenido de metales "pseudo-totales" del suelo
- las características y propiedades edáficas y el contenido de metales "pseudo-totales" con el contenido de metales extraíbles
- las características y propiedades edáficas y el contenido de metales en suelo, extraíbles y "pseudo-totales", con el contenido de metales de los cultivos.

a) *Correlaciones*

Las **correlaciones** permitieron establecer las relaciones lineales entre diferentes parámetros, ya que medían como estaban relacionadas linealmente las variables. No obstante, si entre las variables existía algún tipo de correlación no lineal no se pudo detectar mediante este análisis. Las correlaciones se establecieron mediante el cálculo de los coeficientes de correlación, que pueden ser el coeficiente de Pearson o el Rho de Spearman. Ambos coeficientes presentan valores entre 1 y -1 y diferentes grados de significación, al nivel de 0,01 o de 0,05. Sin embargo, se diferencian en que el coeficiente de Pearson únicamente es válido cuando las poblaciones son normales, mientras el coeficiente Rho de Spearman no requiere que las distribuciones de las poblaciones cumplan la normalidad.

Las correlaciones se establecieron entre las características y propiedades edáficas, entre los contenidos de metales en suelo, "pseudo-totales" y extraíbles, y entre los contenidos de metales en los cultivos. Además, se establecieron correlaciones entre los contenidos de metales, en suelo y cultivo, y las características y

propiedades edáficas. En los cuatro grupos de parámetros (características y propiedades edáficas, metales "pseudo-totales" suelo, metales extraíbles EDTA, metales cultivo) algún/os parámetro/s no cumplía la normalidad, a pesar de realizarse transformaciones logarítmicas y de la raíz cuadrada. Por lo tanto, se optó por establecer los coeficientes de Rho de Spearman en todos los casos, a pesar de ser éstos menos robustos que el coeficiente de Pearson.

b) Regresiones lineales

Las **regresiones lineales** permiten obtener la influencia de las variables independientes en la variable dependiente, siempre que exista una relación lineal entre las variables. Por ejemplo, la influencia de las características edáficas en el contenido de los metales "pseudo-totales". Así, mediante las regresiones lineales se obtuvieron los coeficientes de la ecuación lineal de una o más variables independientes, que mejor estimaban el valor de la variable dependiente. La entrada de variables independientes se realizó mediante el método de *pasos sucesivos*. Mediante este método el programa SPSS examina las variables del bloque en cada paso para introducirlas o excluirlas. De todos los modelos posibles, se seleccionaron las rectas de regresión que explican la mayor varianza de la variable dependiente sin un gran número de variables independientes, de manera que el modelo obtenido no fuera difícil de interpretar. Finalmente, tras la obtención de las rectas de regresión se comprobó la normalidad de los residuos de cada una de las rectas, para comprobar la validez de las rectas de regresión obtenidas.

c) Dendrogramas

El **análisis de conglomerados jerárquicos** ha sido utilizado en diversos trabajos, bien para agrupar y distinguir las muestras que presentan contaminación o un comportamiento parecido, cuando el análisis lo que agrupa son las concentraciones de metales pesados de las muestras, (p. ej. Gallego *et al.*, 2002) o el análisis se puede aplicar para estudiar las interacciones entre las variables analizadas (p. ej. Marín *et al.*, 2000; Turer *et al.*, 2001).

En este trabajo se aplicó el análisis de conglomerados jerárquicos para agrupar las variables, ya que lo que se buscaba era establecer relaciones entre las diferentes variables del suelo, agrupándolas en tres grupos (características y propiedades edáficas, contenido de metales "pseudo-totales" y extraíbles en el suelo). El método de conglomeración empleado es *vinculación Inter-grupos*, ya que mediante este método se establece la proximidad de las variables estudiadas. Además, se realizó una estandarización de los valores para las diferentes variables de los metales, tanto "pseudo-totales" como extraíbles, para homogeneizar el efecto de variables que presentan distintos ordenes de magnitud. La estandarización se realizó mediante la función Rango de 0 a 1. Este procedimiento sustrae el valor mínimo de cada elemento que se estandariza y después lo divide por el rango. La representación gráfica de los resultados se realizó mediante un dendrograma.

d) Análisis de Componentes Principales (ACP)

El **análisis factorial** intenta identificar factores que expliquen la configuración de las correlaciones dentro de un conjunto de variables. El análisis factorial se suele utilizar en la reducción de los datos para identificar un pequeño número de factores que explique la mayoría de la varianza observada. De los métodos de extracción

factorial se aplicó el **análisis de componentes principales**, al ser el utilizado habitualmente en estudios similares (p. ej. Campos, 1997; Marín *et al.*, 2000), y de los métodos de rotación se seleccionó la rotación *Varimax*. Esta rotación permite realizar una mejor interpretación de los factores obtenidos en el análisis de componentes principales.

4.4.3. Técnicas para la comparación de valores medios

Los tipos de cultivo se clasificaron en función de qué parte del cultivo es comestible, por lo tanto en cultivos de hoja, las lechugas y acelgas, y en cultivos de inflorescencia, las alcachofas. La evaluación de la posible existencia de diferencias significativas en el contenido de metales se realizó aplicando el test T o la prueba U de Mann-Whitney. Ambas pruebas comparan la media de dos grupos de casos para muestras independientes, pero el test T se aplica a poblaciones normales, mientras que la prueba U de Mann-Whitney no precisa el requisito de normalidad para las poblaciones.

4.4.4. Técnicas para establecer niveles de fondo y derivar valores de referencia

La obtención de niveles de fondo y la derivación de valores de referencia se ha realizado mediante diferentes metodologías estadísticas. La heterogeneidad de las metodologías empleadas, hasta el momento, tanto a nivel nacional como internacional es un problema importante, ya que cada administración ha adoptado una propuesta metodológica. Sin embargo, la reciente publicación del Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) es un primer paso que intenta acotar esta heterogeneidad de criterios a la hora de determinar valores de referencia en España.

No obstante, a pesar de las múltiples metodologías existentes, a nivel nacional e internacional, en muchos casos las diferencias entre ellas son escasas. Así, todas las propuestas metodológicas existentes pueden agruparse en dos grandes grupos. El primer grupo, denominado *Estadística descriptiva*, hace referencia a métodos basados en principios estadísticos sencillos, mediante los que se establecen los principales parámetros estadísticos descriptivos para la población de fondo (p. ej., media, mediana, valor máximo, etc.) y a partir de la misma se derivan valores de referencia. Por otro lado, al segundo grupo pertenecen otros métodos que emplean procedimientos más complejos. Así, se han aplicado las denominadas *Gráficas probabilísticas* para la caracterización de la población de fondo (Tobías *et al.*, 1997a,b), y las *Rectas de regresión* para la derivación de valores de referencia genéricos (Vegter, 1995) y específicos (Junta de Castilla y León, 1999).

A continuación, se explican brevemente las metodologías aplicadas en suelos hortícolas de Castellón para el establecimiento de niveles de fondo y valores de referencia. De todas las metodologías existentes fueron especialmente seleccionadas las empleadas en España por las distintas Comunidades Autónomas que han realizado propuestas de niveles de fondo y valores de referencia, como se indica en los párrafos siguientes.

4.4.4.1. Niveles de fondo

a) Estadística descriptiva

La población de fondo puede ser caracterizada por medio de un intervalo de valores que comprenda a la mayoría de las muestras analizadas, siempre que sea una población normal. Así, este intervalo queda acotado por el valor mínimo y máximo de la población muestreada, sin tener en cuenta los valores identificados

estadísticamente como discordantes. La presencia de estos valores en la población puede ser debida a diferencias en la historia de uso o en las características y propiedades del suelo o por procesos de contaminación puntual. Por lo tanto, es necesaria la detección y eliminación de los valores discordantes para, posteriormente, poder establecer los niveles de fondo. En este trabajo la detección de los valores discordantes se realizó mediante los diagramas de caja, que es el método propuesto en la ISO/DIS 19258 (2004).

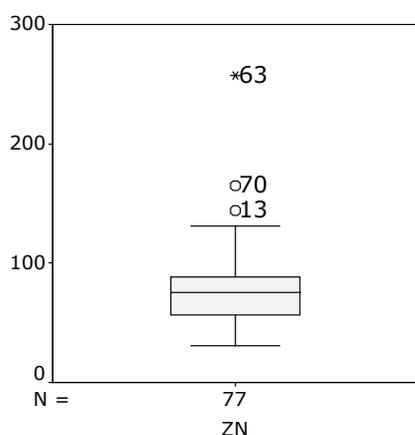


Figura 4.6.- Ejemplo de diagrama de caja.

En los diagramas de caja (Figura 4.6) los valores atípicos, identificados como círculos, son valores entre 1,5 y 3 veces la amplitud intercuartil desde el borde de la caja. Los valores extremos, identificados con un asterisco en la gráfica, son valores superiores a 3 veces la amplitud intercuartil desde el borde de la caja. Tanto los valores atípicos como los valores extremos se consideraron valores discordantes.

Las propuestas metodológicas, aplicadas por las diferentes Comunidades Autónomas, para el establecimiento de niveles de fondo han caracterizado la población de fondo mediante diversos estadísticos, como son la media, la mediana poblacional o los percentiles. Entre estas propuestas, a continuación se explican brevemente las metodologías que han sido aplicadas en este trabajo para la obtención del nivel de fondo de suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón.

En el País Vasco, el parámetro estadístico elegido para definir el nivel de fondo es la media aritmética, independientemente del tipo de distribución de la población (IHOBE, 1998). Sin embargo, en Castilla-

León, al igual que proponen Holmgren *et al.*, (1993) y Ma *et al.* (1997), el estadístico que define el nivel de fondo varía en función del tipo de distribución de la población del metal pesado (Junta de Castilla y León, 1999). En los metales que presentan distribución normal se utiliza la media aritmética y la media geométrica si la distribución es log-normal, es decir, si la población cumple la normalidad para los valores transformados logarítmicamente. Finalmente, cuando la distribución es no normal, considerando como no normal las poblaciones que no presentan distribución normal ni log-normal, se utiliza la mediana.

En la Comunidad de Madrid, el nivel de fondo se define como la cota superior de la media, cuando la distribución es normal, o la mediana en el caso de que la distribución poblacional sea log-normal (De Miguel *et al.*, 2002). La fórmula para el cálculo de la cota superior de la media es

$$C_M = x + t_{(1-\alpha; n-1)} s n^{1/2} \quad (6)$$

donde x es la media aritmética; s es la desviación típica; n es el número de datos; $t_{(1-\alpha; n-1)}$ es el percentil $100 \times (1-\alpha)$ -ésimo de la distribución t-student de $n-1$ grados de libertad.

b) Gráficas probabilísticas

Las gráficas probabilísticas han sido aplicadas en Geoquímica para la exploración minera, ya que separa poblaciones en subconjuntos. Los subconjuntos se determinan en función de los valores de la variable analizada. Posteriormente, esta metodología se aplicó en estudios edafológicos para la separación de una población en dos o más subconjuntos, que permiten separar las poblaciones normales o no contaminadas de las contaminadas, y así establecer los niveles de fondo de los metales pesados para el área estudiada (p. ej. Davies y Wixson, 1985; Tobías *et al.*, 1997a).

La metodología aplicada en este trabajo para el establecimiento de niveles de fondo mediante gráficas probabilísticas, que permite separar las poblaciones no contaminadas de las contaminadas, siguió las directrices marcadas por Tobías *et al.* (1997a,b). Estos autores describen el procedimiento metodológico para el establecimiento de niveles de fondo a partir de gráficas probabilísticas, y lo aplican en un área cercana a Barcelona. En primer lugar, siguiendo los pasos establecidos por Tobías *et al.* (1997a,b), se representaron las gráficas probabilísticas para los valores de metales pesados obtenidos en la zona. Estas gráficas probabilísticas se obtuvieron con el programa estadístico PROBLOT v 1.00 (Stanley, 1987). En ellas se representa la concentración de metal del suelo frente a la frecuencia acumulada de los valores. La escala de la concentración de los metales varía en función de la distribución de la población analizada. En las poblaciones normales la escala es aritmética y en las log-normales la escala es logarítmica.

Una vez obtenidas las gráficas, se debe identificar el punto de inflexión que representa la zona de transición entre la población de fondo (no contaminada) y la población contaminada. La identificación en la gráfica directamente del punto de inflexión es compleja y, por tanto, se empleó el método propuesto por Fleischhauer y Korte (1990). Estos autores obtienen el punto de inflexión o *threshold* haciéndolo corresponder con el valor máximo de la población cuya asimetría se aproxima más a cero. Así, los autores tratan de evitar la subjetividad que supone obtener visual y directamente el punto de inflexión en las gráficas. Sin embargo, para hacer más ágil el procedimiento fue necesario realizar una primera aproximación a partir de las gráficas y, posteriormente, se calculó la asimetría de las poblaciones comprendidas en los valores cercanos al punto de inflexión (PI). La población de fondo quedó definida por los valores comprendidos por debajo del punto de inflexión, mediante la media y la desviación estándar.

Por otro lado, el punto de inflexión, identificado mediante el método de la asimetría cero, se introdujo en el PROBPLOT para que el programa separara gráficamente la población inicial en dos poblaciones. Así, en las gráficas probabilísticas, obtenidas con el PROBPLOT, se representaron mediante rectas las dos poblaciones (Figura 4.7).

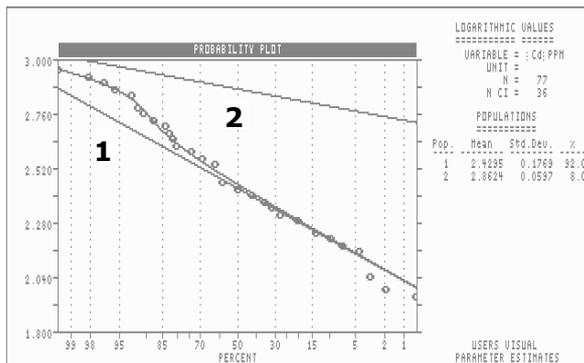


Figura 4.7.- Ejemplo de separación, mediante gráficas probabilísticas, de las dos poblaciones de metales pesados.

En el ejemplo de la Figura 4.7, el programa calculó la recta 1 a partir de los valores inferiores al punto de inflexión y corresponde a la población de fondo, mientras la recta 2 la calculó a partir de los valores superiores al punto de inflexión y, por lo tanto, corresponde a la población contaminada. Junto a cada gráfica se presentó el tipo de distribución de la población inicial, el número de valores, así como la media y desviación estándar de las dos rectas obtenidas, que corresponden a la población de fondo y la población contaminada.

Por último, a partir de la media y la desviación estándar (ds) de la población de fondo, obtenidos mediante el método de la asimetría o directamente en la gráfica, se calculó el límite superior del valor de fondo, o valor de referencia, mediante la fórmula:

$$\text{Límite superior del valor de fondo (LS del VF)} = \text{media} + 2 * ds \quad (7)$$

4.4.4.2. Valores de referencia

Los valores de referencia (VR) se derivan a partir de la concentración de metales pesados en suelos no contaminados. Se distinguen los *Valores de referencia genéricos* (VRG) de los *Valores de referencia específicos* (VRE), que se diferencian en función de las variables utilizadas para su obtención y su aplicabilidad (Junta de Castilla y León, 1999). Así, los *Valores de referencia genéricos* se aplican para cualquier emplazamiento del área de estudio, independientemente de las características edáficas. Por otro lado, para la obtención de los *Valores de referencia específicos* además del nivel de fondo se tienen en cuenta las características edáficas y se aplican diferentes valores para cada emplazamiento en función de sus características edáficas. Las metodologías para establecer valores de referencia son estadística descriptiva y rectas de regresión que relacionan las características edáficas del área de estudio con el contenido de metales pesados.

a) Estadística descriptiva

La derivación de valores de referencia mediante estadística descriptiva da lugar a valores de referencia genéricos, habiéndose desarrollado también varias metodologías. Todas ellas tienen en común la sencillez y rapidez, obteniéndose los valores de referencia a partir del nivel de fondo. En las distintas Comunidades Autónomas se han obtenido los valores de referencia siguiendo diferentes métodos. A continuación, se explican las metodologías para la derivación de valores de referencia en los suelos hortícolas de Castellón, partiendo de las desarrolladas por algunas Comunidades Autónomas.

En Cataluña se han obtenido mediante la adición de dos veces la desviación estándar a la media aritmética, independientemente de la distribución de la población (Junta de Residus, 1998). Este método

ha sido empleado en diversos trabajos (p. ej. Pérez *et al.*, 2000 o Vázquez *et al.*, 2002). Asimismo, es el criterio propuesto por el RD 9/2005 para el establecimiento de valores de referencia de metales pesados cuando la Comunidad Autónoma no disponga de niveles genéricos de referencia para metales pesados ni sea posible la realización de análisis de riesgos invertido (BOE, 2005). Por otro lado, en la propuesta realizada en Castilla León (Junta de Castilla y León, 1999), al igual que en la obtención de los niveles de fondo, presenta matices en función del tipo de distribución de la población. Así, si la población es normal se adiciona dos veces la desviación estándar a la media aritmética; cuando la población es log-normal se emplea la media geométrica y en el caso de que la población no sea normal se calcula el valor de referencia a partir de la siguiente fórmula:

$$VR = [(3^{\text{er}} \text{ intercuartil} - 1^{\text{er}} \text{ intercuartil}) * 1,5] + 3^{\text{er}} \text{ intercuartil} \quad (8)$$

Finalmente, la Junta de Andalucía, ha elegido el percentil 90 para definir el valor de referencia (Junta de Andalucía, 1999).

b) Rectas de regresión

La derivación de valores de referencia mediante el empleo de rectas de regresión en los suelos hortícolas de Castellón ha sido realizada de dos formas distintas. La primera se corresponde con el procedimiento seguido en Holanda, consistente en la obtención de rectas de regresión que relacionan la concentración de los metales en el suelo con la materia orgánica y/o la arcilla. Posteriormente, se calcula el valor de referencia genérico asignando a la materia orgánica y la arcilla unos valores correspondientes a un suelo estándar, que en el caso de Holanda consideran contiene un 10% de materia orgánica y un 25% de arcilla (Vegter, 1995). En el estudio realizado en Castellón las características que se consideran para el

establecimiento de valores de referencia son la MO, arcilla y CIC. El suelo estándar corresponde a los valores medios de estas características en el área de estudio.

Por otro lado, la segunda metodología consistió en obtener valores de referencia específicos siguiendo el método empleado en Castilla León (Junta de Castilla y León, 1999). En este método el valor de referencia no es numérico sino una expresión matemática, correspondiente a una recta de regresión, que relaciona la concentración del metal en el suelo con las características y propiedades edáficas. Las variables independientes en esta recta son las características y propiedades edáficas que presentan una correlación estadísticamente significativa con el metal.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. TAMAÑO ÓPTIMO DEL MUESTREO

En la primera fase de muestreo, se generaron aleatoriamente 50 coordenadas UTM en la superficie dedicada a uso hortícola. Se visitaron todos los puntos obtenidos, que en campo corresponden a 50 parcelas, pero solamente 39 presentaban cultivos hortícolas y, por lo tanto, sólo en estas parcelas se tomaron muestras (MPC-01 a MPC-39). En el resto de parcelas visitadas no había cultivos hortícolas, al haber sufrido algún tipo de transformación desde el momento en el que se realizó la cartografía utilizada como base (COPUT, 1990-91). Las transformaciones ocurridas en las parcelas han sido diversas, ya que algunas presentan otro tipo de cultivo, otras han sido urbanizadas o, simplemente, se abandonó la actividad agrícola. Como se ha comentado en la descripción del área de estudio, la disminución de la superficie ocupada por hortalizas, en la provincia de Castellón, ha sido bastante intensa en las últimas décadas.

Tras la finalización de la primera fase de muestreo, realizada entre Marzo y Abril de 2002, y el análisis de la concentración de metales "pseudo-totales" en las muestras, se aplicó la fórmula (1) para la obtención del tamaño óptimo muestral (descrita en el capítulo de Materiales y Métodos). Previamente a la aplicación de la fórmula, se comprobó la presencia de un valor discordante para la población del Cu, correspondiente a la parcela MPC-15, uno para la del Mn (MPC-16) y también uno para la del Zn (MPC-13). En la población del Pb había tres valores discordantes (MPC-01, MPC-09 y MPC-10) y cuatro en la población del Cd (MPC-011, MPC-13, MPC-20 y MPC-27) y del Ni (MPC-014, MPC-17, MPC-18 y MPC-23). Estos valores fueron desestimados para el cálculo preliminar del tamaño muestral óptimo. Una vez eliminados los valores discordantes, se comprobó la distribución normal de las poblaciones.

En la Tabla 5.1 se muestran los valores de las variables de la fórmula (1) y los resultados obtenidos tras su aplicación para los

nueve metales analizados en la zona de estudio. Los resultados obtenidos para el Pb, que es el elemento más variable, indicaron que era necesario realizar una segunda fase de muestreo. En esta segunda fase, se debían tomar 17 muestras para completar las 56 muestras requeridas para conseguir el tamaño muestral óptimo para el Pb.

Tabla 5.1.- Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la primera fase de muestreo (n=39).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X	0,224	7,282	32,719	33,279	16.366	347,4	18,551	22,809	64,641
ds	0,051	1,760	7,606	10,171	4.936	77,1	3,614	8,416	17,816
gl	34	38	38	37	38	37	34	35	37
t(gl,95%)	2,032	2,024	2,024	2,026	2,024	2,026	2,032	2,030	2,026
E prefij.	0,022	0,728	3,272	3,328	1.637	34,7	1,855	2,281	6,464
n (95%)	21	24	22	38	37	20	16	56	31

x es el valor medio; **ds** es la desviación estándar; **gl** son los grados de libertad; **t** es el valor de la t de Student con una significatividad del 95% en función de los gl; **E prefij.** es el error prefijado; **n** el tamaño óptimo muestral resultado de la aplicación de la fórmula 1.

En la segunda fase de muestreo, realizada en Octubre de 2002, se visitaron 25 puntos y se tomaron 20 muestras (MPC-40 a MPC-59). Para las 59 muestras, obtenidas hasta el momento, se identificó un valor discordante para el Cd (MPC-51), el Mn (MPC-16), el Ni (MPC-49) y el Zn (MPC-13), dos valores discordantes para el Cu (MPC-41 y MPC-58) y cuatro valores discordantes para el Pb (MPC-01, MPC-09, MPC-10, MPC-47). Una vez eliminados los valores discordantes, se comprobó la distribución normal de las poblaciones. Todas las poblaciones eran normales, excepto el Cd que era log-normal. La aplicación de la fórmula (1), a los resultados conjuntos de las dos fases de muestreo, mostró un incremento en la variabilidad de todos los elementos, excepto para el Cu, siendo más acusado para el Pb, cuyo cálculo indicó la necesidad de 70 muestras (Tabla 5.2). Ante este hecho, fue necesario realizar una tercera fase de muestreo para completar el número de muestras.

Tabla 5.2.- Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la segunda fase de muestreo (n=59).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X	0,267	7,798	31,308	34,939	16.838	380,6	18,83	26,613	70,431
ds	0,095	2,132	7,448	10,465	5.239	97,4	5,069	11,162	21,725
gl	57	58	58	56	58	57	57	54	57
t(gl, 95%)	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
E prefij.	0,027	0,780	3,131	3,494	1.684	38,1	1,883	2,661	7,043
n (95%)	50	30	23	36	39	26	29	70	38

x es el valor medio; **ds** es la desviación estándar; **gl** son los grados de libertad; **t** es el valor de la t de Student con una significatividad del 95% en función de los gl; **E prefij.** es el error prefijado; **n** el tamaño óptimo muestral resultado de la aplicación de la fórmula 1.

En la tercera fase de muestreo, realizada en Abril de 2003, se visitaron 25 puntos y se tomaron 18 muestras (MPC-060 a MPC-077), que suponían junto con las obtenidas en las fases anteriores un total de 77 muestras. Se detectaron los valores discordantes, que fueron un valor para el Co (MPC-49) y el Cr (MPC-68), dos para el Mn (MPC-16 y MPC-67) y el Cu (MPC-41, MPC-58), tres para el Ni (MPC-17, MPC-49 y MPC-58) y el Zn (MPC-13, MPC-63 y MPC-70), y cinco para el Cd (MPC-51, MPC-62, MPC-70, MPC-73 y MPC-74) y el Pb (MPC-9, MPC-10, MPC-47, MPC-62 y MPC-63). Una vez desestimados los valores discordantes, se comprobó la distribución normal de las poblaciones. Todos los metales presentaban distribución normal, excepto el Cd y el Pb que la presentaban log-normal. Se aplicó la fórmula (1) para obtener el tamaño muestral óptimo (Tabla 5.3). Los resultados obtenidos reflejaban un incremento, aunque pequeño, en la variabilidad para el Cd, Cr, Pb y Zn. Sin embargo, a pesar de ser pequeña la diferencia, el nuevo tamaño muestral óptimo obtenido para el Pb fue de 87 muestras, lo que significaba la necesidad de realizar un cuarto muestreo.

Tabla 5.3.- Cálculo del tamaño muestral óptimo, para los resultados obtenidos tras la tercera fase de muestreo (n=77).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
x	0,296	7,643	31,008	35,614	16.915	378,3	19,422	27,928	74,007
ds	0,125	1,854	7,537	10,471	4.835	89,4	4,397	13,013	22,603
gl	71	75	75	74	76	74	73	71	73
t(gl,95%)	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
E prefij.	0,030	0,764	3,101	3,561	1.692	37,8	1,942	2,793	7,401
n (95%)	71	24	24	35	33	22	21	87	37

x es el valor medio; **ds** es la desviación estándar; **gl** son los grados de libertad; **t** es el valor de la t de Student con una significatividad del 95% en función de los gl; **E prefij.** es el error prefijado; **n** el tamaño óptimo muestral resultado de la aplicación de la fórmula 1.

Ante la situación generada que llevaba siempre a un incremento en el tamaño muestral óptimo para el Pb tras cada fase de toma de muestras, se consideró la necesidad de realizar un análisis de coste-beneficio de acuerdo con lo propuesto por algunos científicos (p. ej. Hlavay *et al.*, 2004). Éste permitiría valorar si el esfuerzo en continuar el muestreo podía justificarse desde el punto de vista de la calidad de la información. En este contexto, se analizó si las medias de las poblaciones obtenidas para el Pb en las fases de muestreo realizadas eran significativamente diferentes. La Figura 5.1 muestra escasas diferencias entre los valores medios de Pb obtenidos, tras la primera, la segunda y la tercera fase de muestreo. De hecho, la aplicación del test de Kruskal Wallis mostró que las diferencias en las concentraciones medias obtenidas en las diferentes fases del muestreo no eran estadísticamente significativas (Chi-cuadrado=3,397; P=0,183). Además, al relajar el error de muestreo, incrementándolo del 10% de la media ($27,9 \pm 2,8$) al 11% de la media ($27,9 \pm 3,1$) variaba escasamente la calidad de los datos y en este caso se tenían suficientes muestras. Como muestra la Figura 5.2, son necesarias 72 muestras para un error de muestreo del 11% de la media. A partir de este análisis, se consideró que aumentar el número de muestras significaba un incremento económico difícilmente asumible con el presupuesto del proyecto, que además no se traducía en una mejora significativa en la calidad de los datos. De hecho, la toma y análisis de 10 muestras más supone un coste de

3.600€. Por ello, se optó por considerar que el tamaño muestral óptimo se correspondía con 72 muestras. En cualquier caso, la aplicación de los métodos para obtener e interpretar resultados se realizó con los datos obtenidos en las 77 parcelas muestreadas, que suponían algunas más de las necesarias estadísticamente para un nivel de confianza del 95% y un error del muestreo del 11% para el Pb.

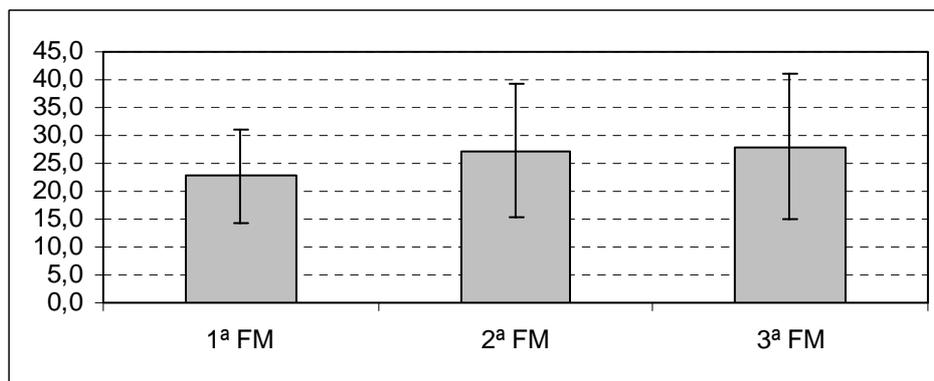


Figura 5.1.- Evolución de la concentración media del Pb y el error de muestreo en las tres fases de muestreo.

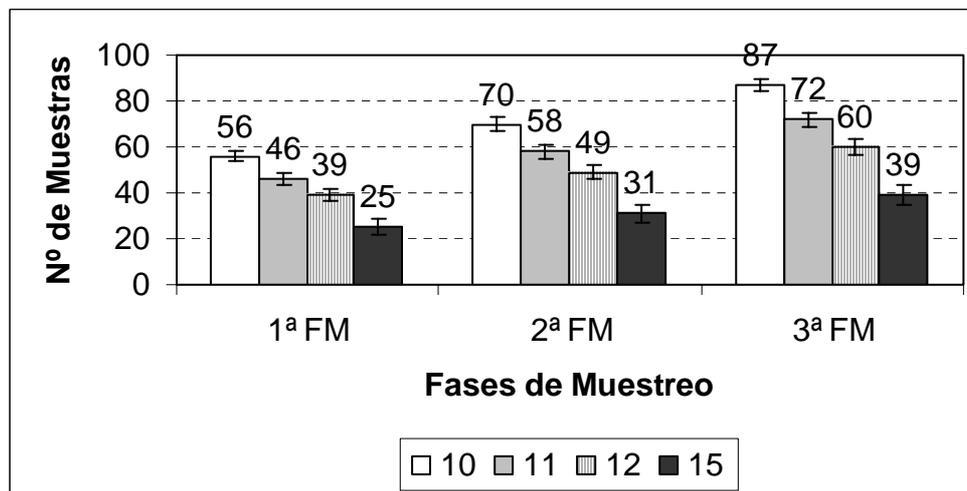


Figura 5.2.- Tamaño muestral óptimo calculado tras las diferentes fases de muestreo para el Pb, con un nivel de confianza del 95% y variando el error de muestreo, calculado como un porcentaje de la media (10%, 11%, 12% y 15%).

5.2. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES EDÁFICAS DE LA HUERTA DE CASTELLÓN

El análisis de los suelos de 77 parcelas en las que se cultivan hortalizas, en la provincia de Castellón, indica que son suelos básicos, mayoritariamente carbonatados, con un contenido medio de materia orgánica elevado, y una buena capacidad de intercambio catiónico. Algunas parcelas presentan problemas por salinidad, al ser los suelos de las parcelas muestreadas ligeramente o moderadamente salinos. En la Tabla 5.4 se presenta un resumen de los resultados obtenidos y en la Tabla A.1 del Anexo II se presentan las características y propiedades de los suelos de cada una de las parcelas analizadas.

Tabla 5.4.- Resumen de características y propiedades edáficas de las parcelas con cultivos hortícolas de la provincia de Castellón.

	pH _{agua}	pH _{KCl}	C.E. (dS/m)		Materia orgánica (%)	Carbonatos (%)	C.I.C. (cmol _c (+)/kg)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
			Ext	Pasta						
x	8,1	7,5	0,5	2,2	4,2	32,8	18,3	32,8	41,5	25,7
ds	0,2	0,2	0,8	1,9	2,0	13,6	5,7	13,8	10,5	9,8
CV	3	2	148	86	48	41	31	42	25	38
Mín.	7,5	7,1	0,1	0,4	1,8	8,8	3,4	3	3	4
Máx.	8,5	7,9	3,7	10,5	10,2	65,7	39,6	93	68	56
Asim	-0,405	0,286	2,580	2,082	1,381	0,306	0,987	0,828	-0,332	0,662

x corresponde a la media aritmética; **ds** a la desviación estándar; **CV** al coeficiente de variación; **Mín.** al valor mínimo; **Máx.** al valor máximo y **Asim** a la asimetría de la población; **C.E.** conductividad eléctrica, concretamente **Ext** en el extracto 1:5 suelo:agua y **Pasta** en el extracto de pasta saturada.

pH

Los suelos presentan un estrecho rango de valores de pH, tanto en agua como en KCl (Tabla 5.4). Los valores en todas las parcelas eran superiores a 7,5 para el pH en agua y mayores a 7,0 para el pH en KCl (Figuras 5.3 y 5.4). Estos valores de pH son debidos a la presencia de materiales carbonatados, que le confieren un carácter

básico a los suelos. A pesar de la importancia del pH en la adsorción de los metales y, por tanto, en el contenido de los mismos en el suelo, el estrecho rango de valores de pH en las parcelas muestreadas puede dificultar la obtención de relaciones estadísticamente significativas con el contenido de metales pesados en los suelos de estas parcelas, como indican algunos científicos en otros estudios (p. ej. Marín *et al.*, 2000).

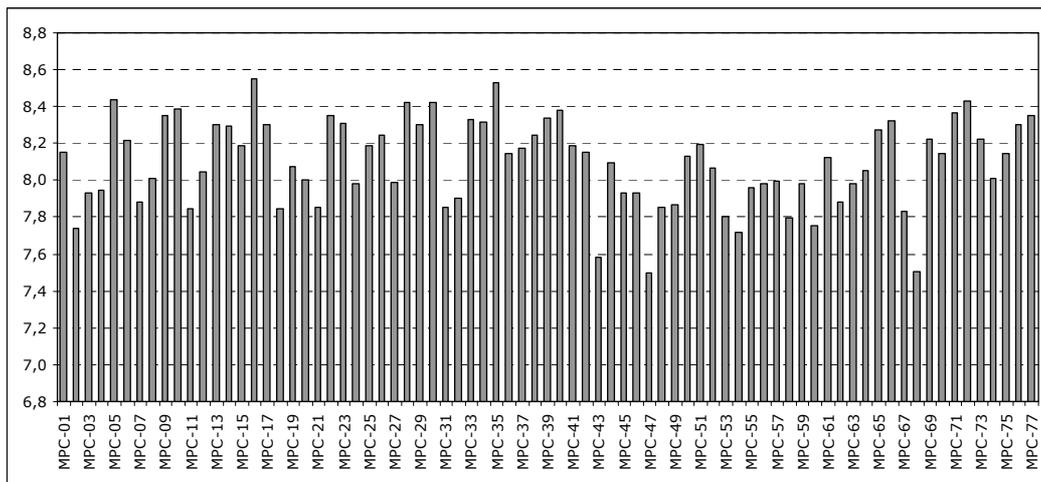


Figura 5.3.- Valores de pH en agua para cada una de las parcelas analizadas.

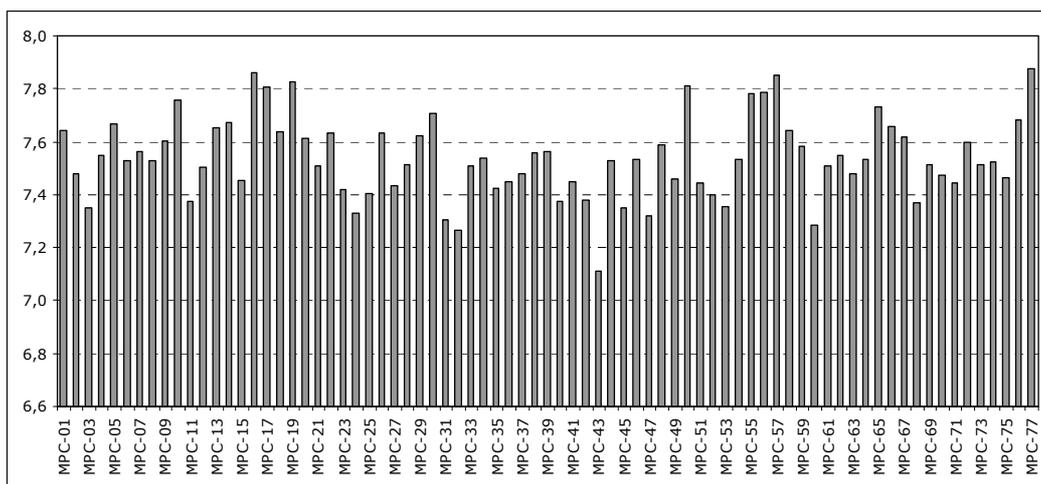


Figura 5.4.- Valores de pH en KCl para cada una de las parcelas analizadas.

Conductividad eléctrica

La prueba previa de salinidad indica que el 58% de las parcelas pueden presentar problemas de salinidad, al ser la conductividad eléctrica en la suspensión (1:5) superior a 0,2 dS/m (Porta, 1986). En la Figura 5.5 se presenta la conductividad eléctrica en el extracto de pasta saturada para cada una de las parcelas analizadas. En resumen, en el extracto de saturación los suelos del 66% de las parcelas presentaban una conductividad eléctrica de 0 a 2 dS/m (normales, sin problemas de salinidad), el 18% entre 2 y 4 dS/m (ligeramente salinos), el 13% con valores entre 4 y 8 dS/m (moderadamente salinos) y, únicamente, el 3% presentaba valores mayores (fuertemente salinos).

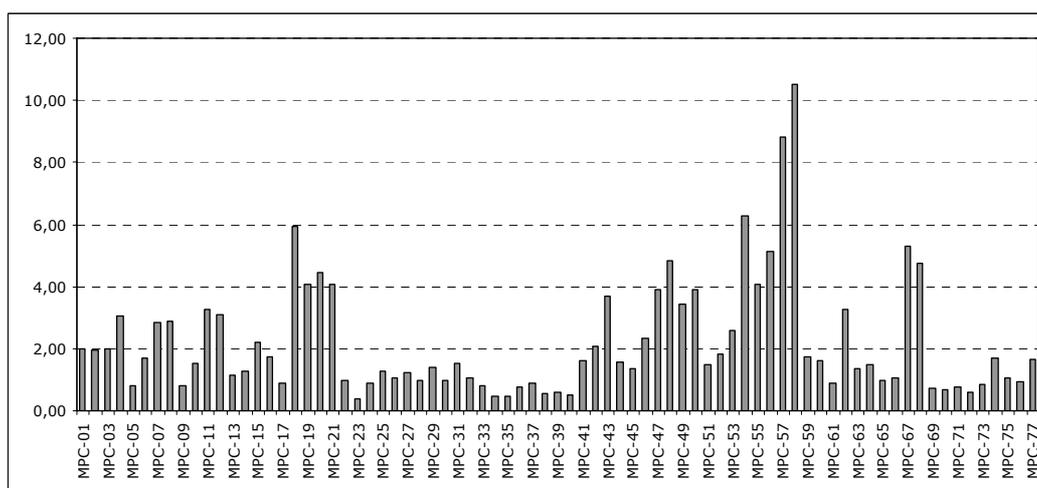


Figura 5.5.- Conductividad eléctrica (dS/m) en el extracto de pasta saturada para cada una de las parcelas analizadas.

Las parcelas con conductividad eléctrica en el extracto de pasta saturada superior a 4,0 dS/m se localizan mayoritariamente en sistemas morfodinámicos de Turberas y de Albuferas colmatadas y marjales, según los sistemas morfodinámicos descritos en el Mapa Geocientífico de la Provincia de Castellón (Agència del Medi Ambient, 1989). Además, de las tres áreas muestreadas, descritas en el Área

de estudio, se puede observar que la Plana de Castellón es la zona en la que son mayores los problemas de salinidad de los suelos.

La salinidad del suelo puede incrementar, reducir o no tener ningún efecto sobre la concentración de metales en los cultivos. De hecho, los resultados de la relación entre la salinidad y la concentración de los micronutrientes varía en los estudios realizados en función de diversos factores, como el tipo de cultivo, el tejido vegetal, el nivel de salinidad y su composición, la concentración de elementos, las condiciones de crecimiento y la duración del estudio (Grattan y Grieve, 1999).

Materia orgánica

El contenido de materia orgánica presenta un valor medio de 4,2%, superándose en casi todas las muestras el 2% de materia orgánica (Figura 5.6). Por lo tanto, los niveles de materia orgánica son desde normales a muy altos para cultivos de regadío intensivo según Maraños *et al.* (1994). Estos autores consideran niveles normales, entre 2,0 y 3,2%, altos, entre 3,2 y 4,5%, y muy altos, superiores al 4,5%.

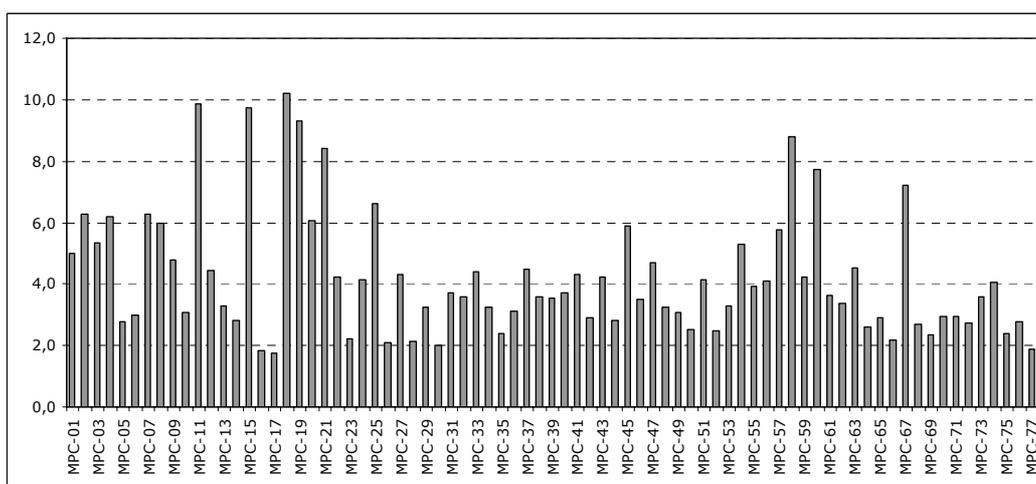


Figura 5.6.- Contenido de materia orgánica (%) para cada una de las parcelas analizadas.

Hay que destacar que los valores más elevados, superiores a 7% de materia orgánica, corresponden a parcelas ubicadas en sistemas morfodinámicos de Turberas o Albuferas colmatadas y marjales, excepto la muestra MPC-60 que se sitúa en el sistema de Cárcavas en arcillas y yesos. En el momento del muestreo, esta parcela estaba abonada con gran cantidad de estiércol, práctica agrícola tradicionalmente desarrollada en la zona. También es habitual el aporte de materia orgánica en forma de compost. En parte, estas prácticas podrían ser las causantes de los elevados contenidos de materia orgánica obtenidos en las parcelas del área de estudio.

Carbonatos

El contenido de carbonatos totales varía en las parcelas desde valores bajos (8,8%) a elevados (65,7%), siendo el valor medio 32,8%. En la Figura 5.7 se puede observar que el porcentaje de carbonatos supera al 40% e incluso al 50% en diversas parcelas. Estos porcentajes son considerados muy elevados, respectivamente, por Marañés *et al.* (1994) y Sánchez *et al.* (1984).

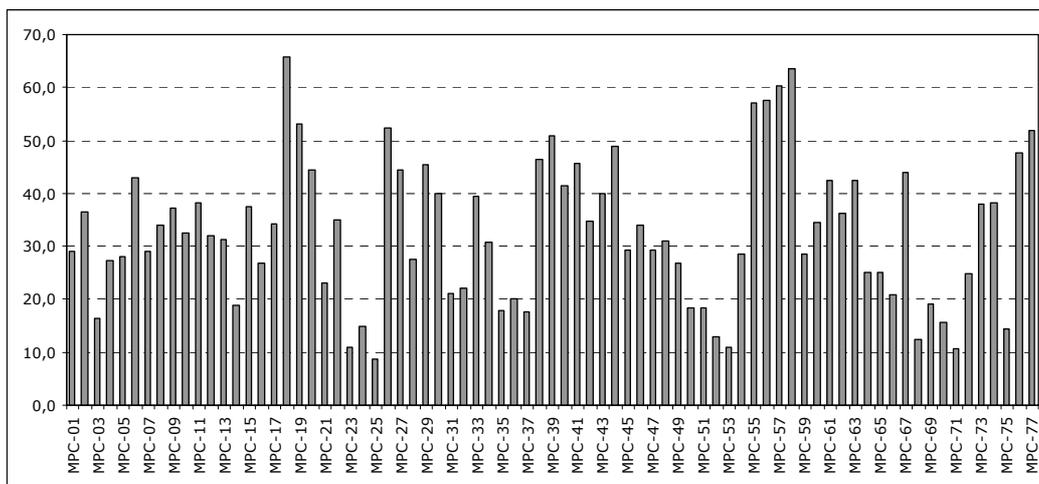


Figura 5.7.- Contenido de carbonatos (%) para cada una de las parcelas analizadas.

La presencia de carbonatos es debida a los materiales originarios. Estas elevadas concentraciones de carbonatos y el amplio rango presente en las parcelas pueden jugar un papel importante en la dinámica de los metales pesados en los suelos estudiados.

Capacidad de Intercambio Catiónico

Los valores de CIC varían desde muy bajos ($<10 \text{ cmol}_c(+)/\text{kg}$) a altos ($>20 \text{ cmol}_c(+)/\text{kg}$), según los criterios de diversos científicos (Sánchez *et al.* 1984; Maraños *et al.*, 1994), siendo mayoritariamente adecuados para suelos agrícolas como muestra la Figura 5.8. El valor mínimo es de $3,4 \text{ cmol}_c(+)/\text{kg}$ y el máximo de $39,6 \text{ cmol}_c(+)/\text{kg}$, aunque sin considerar los valores extremos, el rango de valores encontrados está entre $9,9$ y $24,8 \text{ cmol}_c(+)/\text{kg}$.

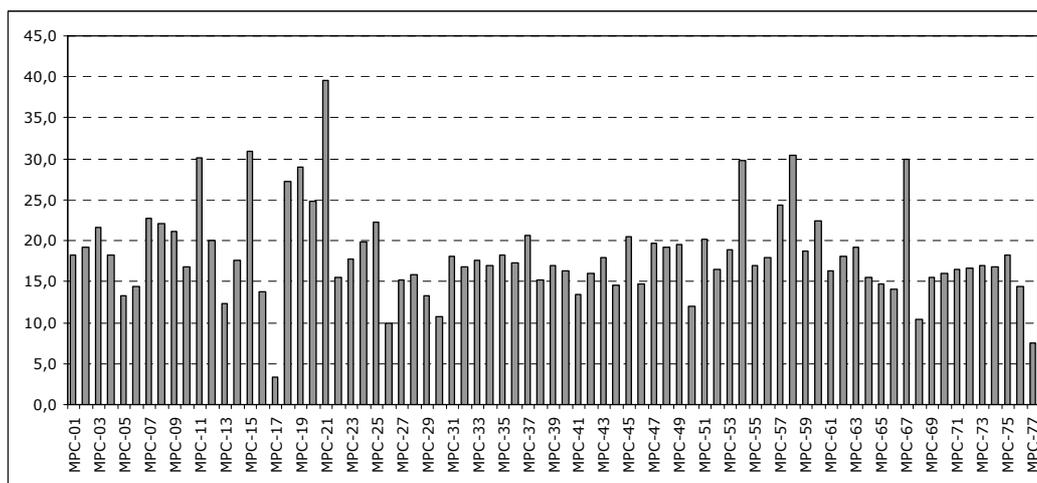


Figura 5.8.- CIC ($\text{cmol}_c(+)/\text{kg}$) para cada una de las parcelas analizadas.

Análisis granulométrico-Textura

En las muestras, el contenido de arena comprende un amplio rango de valores, debido fundamentalmente a las diferencias en los materiales originarios. Así, el contenido de arena varía desde valores muy bajos, el mínimo es de 3%, a valores muy elevados, el máximo es de 93%, como se puede ver en la Figura 5.9. Si no se consideran

los valores extremos, el rango pasa a ser de 7% a 53%. Los porcentajes más bajos de arena se encuentran en las muestras tomadas en sistemas morfodinámicos de Albuferas colmatadas y marjales o Turberas, mientras el valor más elevado corresponde a una muestra tomada en el sistema Cordón litoral.

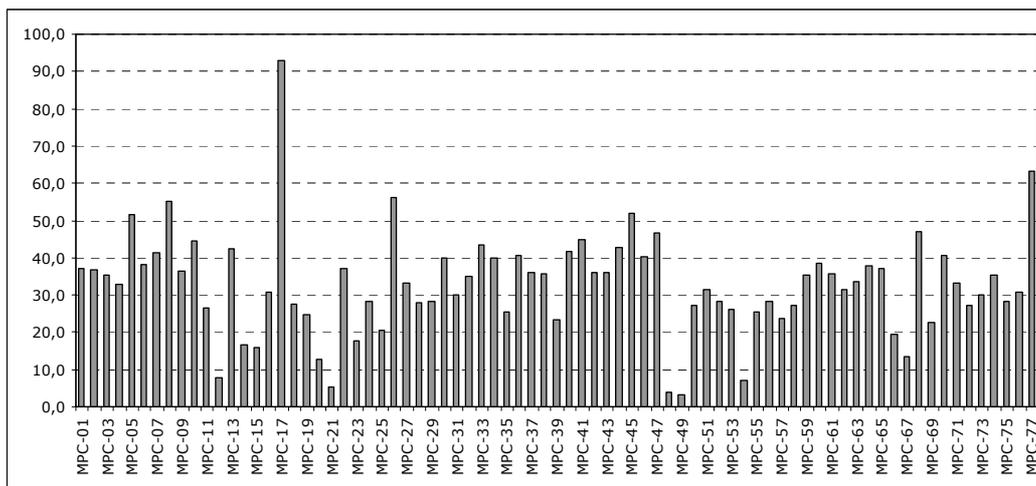


Figura 5.9.- Porcentaje de la fracción Arena para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido de limo en las parcelas varía entre el 3% y el 68%, con un valor medio del 42%. En la Figura 5.10 se presenta el porcentaje de limo para cada una de la parcelas muestreadas. Si no se tienen en cuenta los valores extremos el rango pasa a ser entre el 20% y el 55%. El contenido de arcilla varía entre el 4% y el 56%, con un valor medio del 26%, pero si no se tienen en cuenta los valores extremos el rango está entre el 9% y el 41%. En la Figura 5.11 se presentan el porcentaje de arcilla para cada una de la parcelas muestreadas. Los valores extremos superiores se localizan en sistemas morfodinámicos de Albuferas colmatadas y marjales o de Turberas, excepto la muestra MPC-03, que se localiza en Mesas y cuestas de materiales carbonatados.

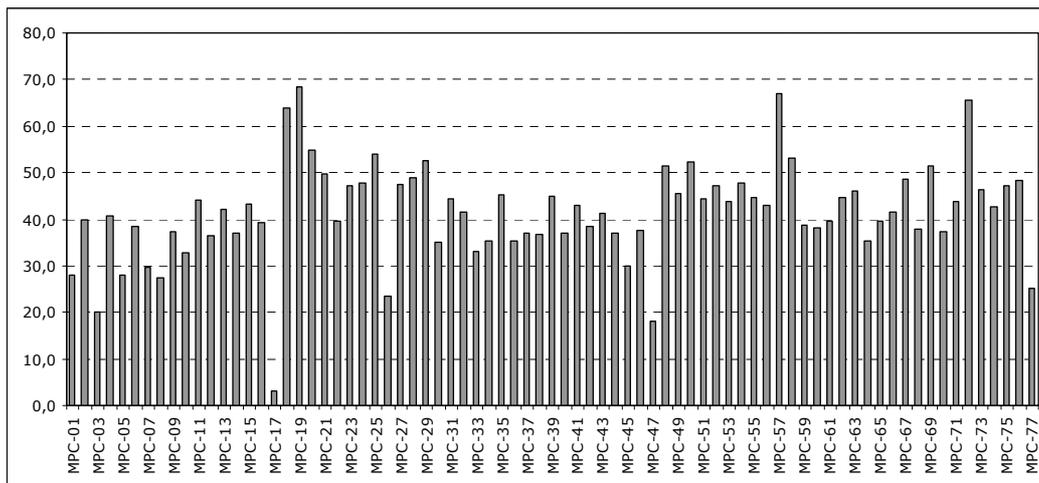


Figura 5.10.- Porcentaje de la fracción Limo para cada una de las parcelas analizadas.

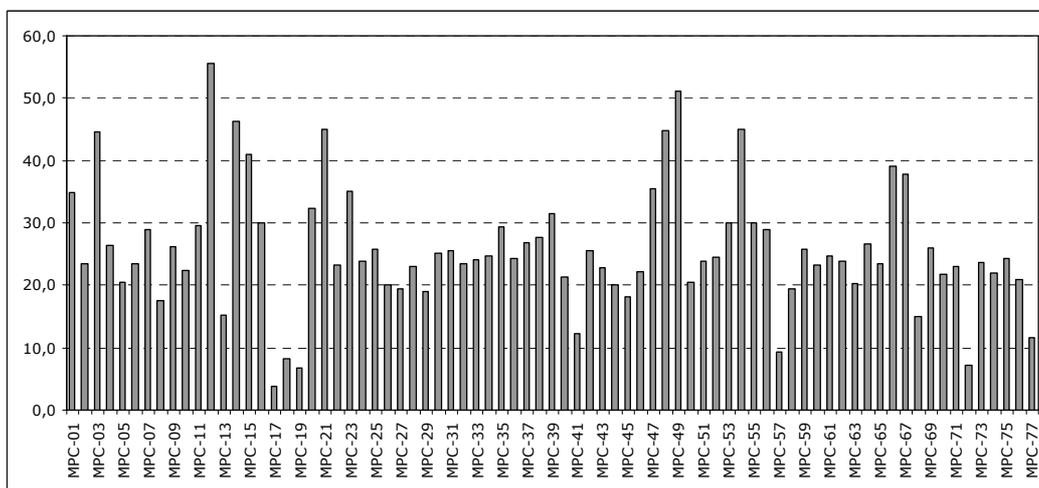


Figura 5.11.- Porcentaje de la fracción Arcilla para cada una de las parcelas analizadas.

Prácticamente, todas las clases texturales han sido obtenidas en los suelos de las parcelas muestreadas. Sin embargo, hay un reparto muy desigual en el número de parcelas por cada clase textural. Así, la clase textural (USDA) mayoritaria es la Franca, a la que corresponden el 48% de las parcelas. Además, hay un importante número de parcelas con textura Franco-Arcillosa y Franco-Limosa. Respectivamente el 13% y el 12% de los suelos de las parcelas presentan esas texturas, mientras que las demás están escasamente representadas.

5.2.1. Relaciones entre las características y propiedades edáficas

En la Tabla 5.5 se presentan las correlaciones establecidas entre las características edáficas de los suelos de huerta de Castellón. Algunas de estas correlaciones son significativas estadísticamente. Así, el pH en agua se correlaciona, negativamente, con la conductividad eléctrica, la materia orgánica y la CIC, mientras la correlación con el pH en KCl es positiva. El pH en KCl se correlaciona positivamente con el contenido de carbonatos y, negativamente, con la CIC. La conductividad eléctrica se correlaciona positivamente con la materia orgánica y la CIC y, con un menor nivel de significación, se correlaciona negativamente con la arena y, positivamente, con el contenido de carbonatos. La materia orgánica se correlaciona positivamente con el contenido de carbonatos y la CIC. El porcentaje de carbonatos (CA) se correlaciona negativamente con el porcentaje de arcilla. La CIC se correlaciona con el contenido de las tres fracciones granulométricas, negativamente, con el porcentaje de arena y, positivamente, con el porcentaje de arcilla y limo. Por último, se correlacionan negativamente el porcentaje de arena con el porcentaje de limo y de arcilla.

Tabla 5.5.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características y propiedades edáficas (correlaciones de Rho de Spearman).

	pH _{agua}	pH _{KCl}	CE	MO	CA	CIC	Arena	Limo	Arcilla
pH _{agua}	1,000	0,381 ^a	-0,702 ^a	-0,562 ^a	-0,045	-0,538 ^a	0,157	-0,145	-0,138
pH _{KCl}		1,000	0,114	-0,190	0,419 ^a	-0,259 ^b	-0,051	0,029	-0,132
CE			1,000	0,469 ^a	0,247 ^b	0,445 ^a	-0,277 ^b	0,223	0,127
MO				1,000	0,289 ^b	0,800 ^a	-0,152	0,146	0,112
CA					1,000	-0,025	0,109	0,039	-0,306 ^a
CIC						1,000	-0,453 ^a	0,279 ^b	0,387 ^a
Arena							1,000	-0,770 ^a	-0,524 ^a
Limo								1,000	-0,024
Arcilla									1,000

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

De los coeficientes de correlación obtenidos, es destacable el elevado valor positivo del coeficiente de correlación que relaciona la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico ($0,800^a$). Esto es debido a que la materia orgánica es uno de los componentes del suelo, junto con la arcilla, que proporcionan un mayor número de posiciones de cambio. En suelos agrícolas, la materia orgánica contribuye a la CIC de manera importante, aunque varía entre el 25 y el 90% dependiendo del tipo de suelo (Kabata-Pendias, 2004). También se correlacionan positivamente, aunque presentan un menor coeficiente de correlación, la CIC y el contenido de arcilla. Los valores más elevados de CIC corresponden a las parcelas que presentan mayores contenidos de materia orgánica y los valores más bajos a las parcelas que presentan mayor contenido de arena (coeficiente de correlación de Rho de Spearman de $-0,453$, con un nivel de confianza de 99%).

Análisis de componentes principales

Las relaciones entre las variables analizadas también se pueden explicar a partir del resultado del análisis de componentes principales. Este análisis muestra que el 75% de la varianza se puede explicar con tres factores o componentes (Tabla 5.6).

Tabla 5.6.- Factores del análisis de componentes principales para las características y propiedades edáficas.

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3
pH_agua	-0,831	0,080	0,292
pH_KCl	-0,291	0,149	0,785
CE	0,736	0,275	0,326
MO	0,835	0,203	0,105
Carbonatos	0,349	-0,076	0,767
CIC	0,720	0,539	-0,108
Arena	-0,168	-0,952	0,191
Limo	0,180	0,742	0,294
Arcilla	0,042	0,539	-0,582
% varianza	30,19	24,33	20,90

Las relaciones obtenidas en el análisis de componentes principales son similares a las que reflejaban las correlaciones, aunque son más estrechas, como se puede ver si se comparan los resultados de las Tablas 5.5 y 5.6.

En la Figura 5.12 se representa gráficamente las variables frente a los tres factores obtenidos en el análisis de componentes principales. El primer factor explica el 30% de la varianza y las características que se relacionan positivamente son la conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica y la CIC y, negativamente, el pH en agua. Las relaciones positivas entre la CE, MO y CIC pueden deberse a que los suelos de las parcelas ubicadas en los sistemas de Albuferas colmatadas y marjales y Turberas presentan los mayores valores de CE, MO y CIC al compararlos con los demás sistemas muestreados. Por otro lado, la relación negativa de la CE, MO y CIC con el pH puede deberse a que en general las muestras de Turberas presentan valores de pH en agua ligeramente menos básicos (valores de pH inferiores o iguales a 8,0). El segundo factor explica el 24% de la varianza (Tabla 5.6). En este factor se relacionan positivamente la CIC, la arcilla y el limo, y negativamente, la arena. Las relaciones se deben a la mayor CIC que aportan las fracciones granulométricas arcilla y limo con respecto a la fracción arena, que es prácticamente nula. Además, en este factor la relación más intensa es la que se establece de manera inversa entre la arena y el limo. Esta relación también la encontró Campos (1997) en la Vega de Granada. Esta autora atribuye esta relación principalmente como consecuencia de dos procesos, uno podría ser la deposición de materiales detríticos gruesos en las proximidades del cauce (actual o pasado) y el otro que los depósitos de inundación son muy ricos en limo. La importante cantidad de limos también puede ser consecuencia de la tradicional práctica de riego por inundación. En Castellón, las parcelas que presentan mayores concentraciones de limo y menor porcentaje de arena son las que se localizan en los sistemas de Turberas y

Albuferas colmatadas y marjales. Por lo tanto, esta relación parece ser consecuencia de los procesos de formación de las Turberas y Albuferas, además de la posible influencia del riego. Por último, el tercer factor explica el 21% de la varianza, y en él intervienen positivamente el pH en KCl y los carbonatos y, negativamente, la arcilla. Esto indicaría, que los suelos con más carbonatos son los que presentan menores concentraciones de arcilla.

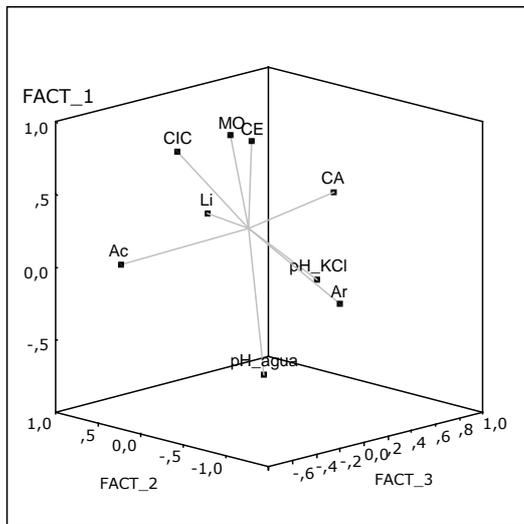


Figura 5.12.- Representación de las variables, características y propiedades edáficas, frente a los tres factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales.

Dendrograma

En el dendrograma (Figura 5.13) se pueden diferenciar dos conglomerados. El primero agrupa al pH en agua y pH en KCl y, el segundo, a las demás propiedades analizadas. Dentro del segundo conglomerado hay diferentes niveles de agrupación, así la materia orgánica y la CIC, al igual que ocurre en las correlaciones y el análisis de componentes principales, están estrechamente relacionados. A mayor distancia, aunque no excesivamente, se encuentra la arcilla. Esto es debido a que la arcilla y la materia orgánica son los responsables de la capacidad de intercambio catiónico del suelo, como se ha comentado anteriormente. Por otro lado, el resto de

relaciones que se desprenden del segundo conglomerado no parece que tengan un significado tan evidentemente.

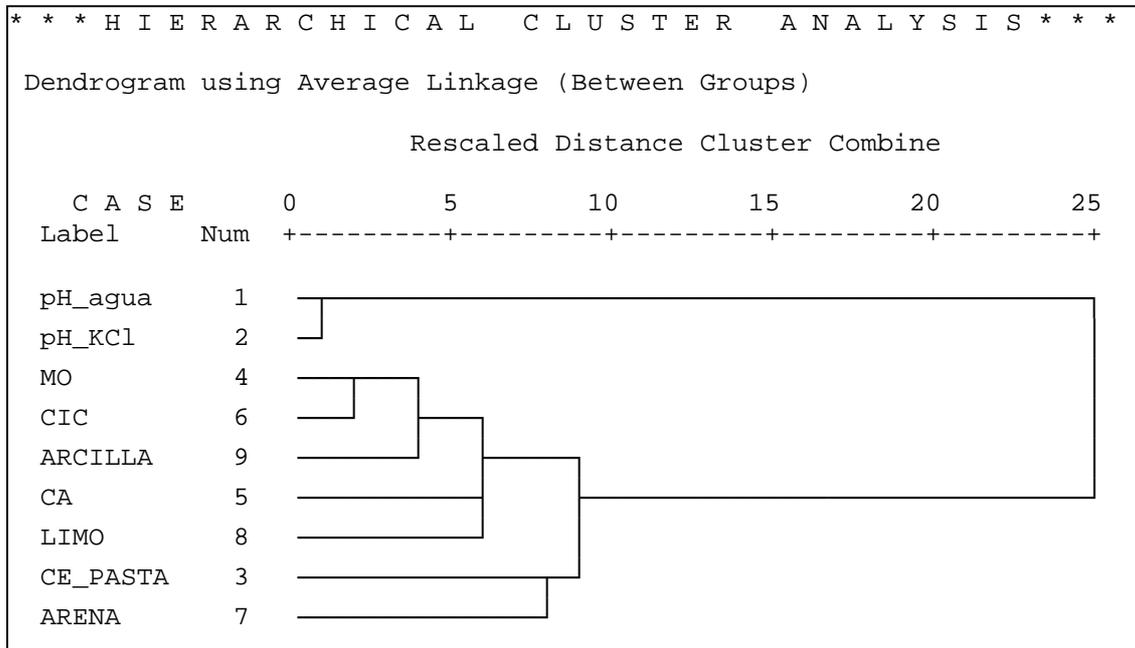


Figura 5.13.- Dendrograma en el que se relacionan las características y propiedades edáficas.

5.3. CONTENIDO DE METALES "PSEUDO-TOTALES"

Los valores obtenidos de metales "pseudo-totales" (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en suelos de huerta de Castellón, tras una digestión asistida con microondas (USEPA 3051 A), presentan muy distintas órdenes de magnitud. Estas diferencias también tienen lugar en los rangos de concentraciones de metales en suelos a nivel mundial o global (Tabla 5.7). El orden relativo de la concentración de los metales "pseudo-totales" analizados es:

Fe>>>>Mn>>Zn>Pb>Cu≈Cr>Ni>Co>>Cd

Tabla 5.7.- Resumen de los contenidos de metales "pseudo-totales" (mg/kg), en suelos de huerta de Castellón, y comparación con suelos agrícolas de Castellón (1) y el rango de concentraciones en suelos de manera global (2).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
x	0,328	7,7	33,3	36,6	16.915	385	19,3	55,8	78,5
m	0,271	7,5	29,8	35,8	16.797	379	19,3	27,0	75,3
ds	0,171	2,0	21,1	11,9	4.835	98	5,0	140,5	32,9
CV	52	25	64	33	29	26	26	252	42
Mín	0,094	3,7	16,7	13,2	4.425	205	7,3	10,7	30,7
Máx	0,873	13,5	204,4	73,9	28.668	682	32,7	1028,4	256,8
1	0,48	--	23,90	19,56	--	--	16,37	23,02	64,22
	0,06	--	100	30	38.000	600	40	10	50
2	0,01- 0,70	--	1- 1.000	2-100	7.000- 550.000	20- 3.000	5-500	2-200	10- 300

x corresponde a la media aritmética; **m** a la mediana; **ds** a la desviación estándar; **CV** al coeficiente de variación; **Mín** al valor mínimo; **Máx** al valor máximo. **1.** Media aritmética del contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la provincia de Castellón, en el trabajo realizado por López y Grau (2004). **2.** En último término se presentan el valor medio y el rango de concentraciones propuestos como normales, a nivel mundial o global, por Lindsay (1979) en McLean y Bledsoe (1992).

Los tres elementos mayoritarios (Fe, Mn y Zn) son micronutrientes, destacando la importancia del contenido de Fe respecto al conjunto de metales pesados analizados, ya que representa más del 90% de los metales analizados en cada una de las parcelas. El segundo elemento con mayor concentración en las parcelas es el Mn. No obstante, a pesar de ser el segundo elemento, únicamente representa entre el 1,4 y el 4,4% del contenido de

metales en cada parcela. Por otro lado, los demás elementos, exceptuando en alguna parcela, no suponen más del 1% del contenido de metales para cada parcela.

En general, los contenidos medios de los metales "pseudo-totales" estudiados presentan valores que están comprendidos en el rango de concentraciones considerado como normal por McLean y Bledsoe (1992). De hecho, son muy pocas las muestras que presentan valores superiores, como se puede comprobar al comparar los valores de cada uno de los metales para todas las parcelas, presentados en forma de gráficas en la discusión de cada metal y resumidos en la Tabla A.2 del Anexo II, con los valores propuestos por McLean y Bledsoe (1992).

Por otro lado, hay que destacar la semejanza de las concentraciones determinadas en suelos hortícolas de Castellón con las descritas en suelos agrícolas en la provincia de Castellón por López y Grau (2004) (Tabla 5.7). Estos autores realizaron un muestreo superficial (25 cms) en 41 parcelas agrícolas distribuidas por toda la provincia de Castellón, que estaban dedicadas a distintos cultivos (cereal, cítricos, olivar, almendros, viña, etc). No obstante, las concentraciones medias para el Cr, Cu, Pb y Zn en los suelos hortícolas de Castellón son mayores que los contenidos medios descritos por López y Grau (2004). Estas diferencias quizás son debidas a la presencia de algunas parcelas con elevadas concentraciones de metales, resultado de contaminaciones puntuales, en los suelos hortícolas.

Los resultados de Castellón son similares a los obtenidos en otras zonas de cultivo de España (ver Tabla 5.8) y en otras partes del mundo (ver Tabla 5.9). En estas tablas también se realiza una breve descripción comparativa de las características edáficas, que más influyen en el comportamiento de los metales pesados en los suelos, analizados en los distintos trabajos. Además, se especifica el tipo de extracción realizada en cada estudio.

Tabla 5.8.- Contenido de metales totales o "pseudo-totales" (mg/kg) en diferentes zonas agrícolas de España.

	Castellón	Andrades <i>et al.</i> (2000) ²	Andreu y Gimeno (1996) ³	Boluda <i>et al.</i> (1988) ³	Campos (1997) ¹	Gil <i>et al.</i> (2004) ¹	Graña <i>et al.</i> (1991) ¹	Marín <i>et al.</i> (2000) ¹	Moreno <i>et al.</i> (1992) ¹	Pérez <i>et al.</i> (2000) ¹	Pomares <i>et al.</i> (2000) ²	BOE (1990)
Cd	0,328	<0,2-2,8	0,60/0,29	0-6,24	2,34	0,6	--	0,33	0,065	0,01-11,79	--	3,0
Co	7,7	--	6,82/5,73	7,02-19,12	22,4	--	--	--	--	--	--	--
Cr	33,3	--	--	29,4-68,0	--	--	--	--	--	--	31/33	150,0
Cu	36,6	12-40	26,32/20,87	2,72-13,78	29,27	--	30	29,38	15,63	4,1-268	38/31	210,0
Fe	16.915	--	--	--	34000	--	--	--	--	--	23796/25939	--
Mn	385	--	--	--	533	--	--	262,77	--	--	239/261	--
Ni	19,3	12-64	16,11/15,06	18,16-35,32	40,76	23,4	28	28,82	--	--	11/12	112,0
Pb	55,8	5-366	46,95/34,79	22,14-62,19	64,42	46,2	--	21,46	50,22	14,4-593,8	21/22	300,0
Zn	78,5	12-214	80,47/71,05	18,27-80,13	89,5	--	107	47,61	46,16	10,3-867,1	53/59	450,0

¹ Digestiones realizadas con HF; ² Digestiones realizadas con agua regia (3:1, HNO₃ / HCl); ³ Digestiones realizadas con otras combinaciones de ácidos.

Andrades *et al.* (2000) La Rioja, suelos cultivados con frutales, pH de 7,9 a 8,7, CIC de 5,4 a 22,1 cmol_c(+)/kg, MO de 0,8 a 6,5% y carbonatos de 8,0 a 28,2%; **Andreu y Gimeno (1996)** Valencia, suelos agrícolas cultivados con hortalizas y/o naranjos, en este trabajo no se detallaron las características edáficas; **Boluda *et al.* (1988)** la Plana Requena-Utiel (Valencia), únicamente los horizontes Ap, pH 7,8 a 8,6, carbonatos entre 25,21 a 40,66%, y MO 0,54 a 2,64%; **Campos (1997)** la Vega de Granada, suelos hortícolas, pH (8,09), carbonatos (35,38%) y textura (Arena 28,3%, Limo 47,5% y Arcilla 24,1%) similares pero menor contenido de MO (1,63%); **Gil *et al.* (2004)** Almería, estudio en el que se compara el contenido en suelos bajo invernadero y parcelas control (los expuestos), el pH (8,2, 6,9-9,1), el contenido en carbonatos (27,2%, 0,1-64,9%) y la arcilla (26,5%. 5,0-57,1%) es similar, pero tienen menos MO (1,1%, 0,2-2,9%) y CIC (8,2 cmol_c(+)/kg, 3,2-15,5 cmol_c(+)/kg) y mayor CE (2,0 dS/m); **Graña *et al.* (1991)** Lugo, suelos de cultivo, son ácidos, textura Franco-Arenosa y ricos en MO; **Marín *et al.* (2000)** La Rioja, suelos de viñedo, pH similar (8,29, 7,37-8,78), ligeramente menos CA (25,81%, 2,08-54,32%) y el contenido de MO (0,54%, 0,10-1,24%) y Arcilla (17,43, 1,91-34,71%) es mucho menor; **Moreno *et al.* (1992)** Comunidad de Madrid, suelos hortícolas, con menor contenido de MO (1,6-14,6g/kg), carbonatos (0-86,4g/kg) y arcilla (2,8-48,6%), mientras el pH medio (7,9, 7,1, 6,6 y 7,2) es similar aunque hay algunos suelos ácidos (rango 5,4 a 8,3); **Pérez *et al.* (2000)** Comunidad de Madrid, suelos agrícolas que se dividen en cuatro clases en función del grado de contaminación (desde no contaminados a muy contaminados), los suelos son más ácidos (7,3, 5,3-8,3), presentan un menor contenido en MO (1,2%, 0,3-4,2%) y carbonatos (4,3%, 0-27%), la media de la CIC (12,4 cmol_c(+)/kg) y el contenido en arcilla (18,4%) son inferiores, pero los rangos son similares (CIC de 2,1 a 33 cmol_c(+)/kg, arcilla de 3ª 48%); **Pomares *et al.* (2000)** Moncada (Valencia), suelos cultivados con cítricos, realizan una comparación de agricultura ecológica y agricultura convencional, no describen las características edáficas. **BOE (1990)** valores máximos permitidos en suelos agrícolas para la aplicación de enmiendas en suelos con pH>7,0.

Tabla 5.9.- Contenido de metales totales o "pseudo-totales" (mg/kg) en diferentes zonas agrícolas del mundo.

	Castellón	Abollino <i>et al.</i> (2002) ³	Archer y Hodgson (1987) ³	Bak <i>et al.</i> (1997) ³	Burt <i>et al.</i> (2003) ^{1,2}	Dudka (1992) ¹	Holmgren <i>et al.</i> (1993) ³	Jeng y Singh (1993) ²	Jinadasa <i>et al.</i> (1997) ²	Pinamonti <i>et al.</i> (1997) ²	Reimann <i>et al.</i> (2000) ³
Cd	0,328	0,8-5,4	<0,1-10,5	0,18	0,32	0,41	0,265	2,862	0,85	<3	--
Co	7,7	--	0,9-54,0	--	12,0	3,64	--	--	--	--	--
Cr	33,3	116-588	4,0-160,0	12,3	64,1	16,75	--	--	--	36,0	41
Cu	36,6	19-45	1,8-215,0	7,7	36,1	6,31	29,6	--	--	39,3	--
Fe	16.915	22900-51200	--	--	30000	--	--	33000	--	--	--
Mn	385	525-1130	--	--	508,9	304,33	--	665,1	--	--	--
Ni	19,3	32-675	2,0-98,0	6,3	66,9	7,41	23,9	--	--	21,6	--
Pb	55,8	141-524	4,5-2900,0	12,2	30,0	18,84	12,3	--	--	59,7	16
Zn	78,5	73-135	3,9-975,0	19,5	95,2	40,27	56,5	208,9	51	21,5	52

¹ Digestiones realizadas con HF; ² Digestiones realizadas con agua regia (3:1, HNO₃ / HCl); ³ Digestiones realizadas con otras combinaciones de ácidos.

Los trabajos de **Archer y Hodgson (1987)** en Inglaterra y Gales, **Bak *et al.* (1997)** en Dinamarca, **Burt *et al.* (2003)**, en Estados Unidos y **Reimann *et al.* (2000)**, en países alrededor del mar Báltico, no presentan características edáficas. **Abollino *et al.* (2002)** Italia, suelos agrícolas, cultivados con maíz, con MO del 1,41 a 3,64%, Arcilla del 3,0 a 8,5%, CIC del 9,32 a 17,2 cmol_c(+)/kg y pH de 5,9 a 7,9; **Dudka (1992)** Polonia, suelos agrícolas, pH más ácido (6,3, de 4,6 a 8,1), los rangos de MO (0,6 a 10,0%) y CIC (2,6 a 31,8 cmol_c(+)/kg) son similares, pero los valores medios inferiores (MO 2,14, CIC 9,51 cmol_c(+)/kg); **Holmgren *et al.* (1993)** Estados Unidos, suelos agrícolas, los valores medios de pH muestran que son suelos más ácidos (6,26, 3,9 a 8,9), el contenido medio de de MO es mayor (OC 4,18%) y la CIC (26,3 cmol_c(+)/kg); **Jeng y Singh (1993)** Noruega, 4 muestras de suelos agrícolas, con pH más ácido (5,93-6,19), mayor CIC (15,3-42,8 cmol_c(+)/kg) y contenido de MO (19,0 a 59,2g/kg) y menor contenido de arcilla (23-280g/kg); **Jinadasa *et al.* (1997)** Sydney (Australia), suelos sobre los que se cultivan hortalizas, el pH es más ácido (4,1-6,6) y la CIC (3,0-25,2 cmol_c(+)/kg) presenta un rango similar; **Pinamonti *et al.* (1997)** Italia, suelos cultivados con manzanos, con menor porcentaje de arcilla (12,5%, 2,0-26,5%) y de MO (2,6%, 1,18-4,35%), además son, ligeramente, menos carbonatados (25,1%, 7,8-52,0%), menos básicos (7,71, 7,13-8,19) y con menor CIC (15,1 cmol_c(+)/kg, 5,6-26,0 cmol_c(+)/kg).

La concentración máxima aceptable para los suelos agrícolas ha sido establecida en diversos países (Tabla 5.10). Las diferencias entre las propuestas son debidas a que el contenido de metales puede variar en función de las condiciones ambientales, del uso del suelo y de los criterios seguidos por los diferentes autores para establecer las concentraciones tóxicas (Kabata-Pendias, 1995). A pesar de ello, no existen grandes diferencias entre los valores propuestos. Los autores, en algunos países, distinguen entre la concentración máxima aceptable para los suelos y el contenido tóxico.

Tabla 5.10.- Propuestas de concentraciones máxima aceptables de metales traza considerados como fitotóxicos en suelos agrícolas (mg/kg).

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Austria	5	50	100	100	100	100	300
Canada	8	25	75	100	100	200	400
Polonia	3	50	100	100	100	100	300
Japón		50		125	100	400	250
G. Bretaña¹	1(3)		50	50(100)	30(50)	50(100)	150(300)
Alemania²	2(5)		200(500)	50(200)	100(200)	500(1000)	300(600)

¹Valores propuestos para suelos tratados con lodos de depuradora. Los valores entre paréntesis son concentraciones obligatorias; ²Contenidos tolerables y tóxicos (en paréntesis). Fuente: Kabata-Pendias (1995).

En las parcelas analizadas en Castellón, los valores de Cd y Co son inferiores a las concentraciones máximas propuestas en diversos países, mientras algunas parcelas presentan valores superiores a dichas concentraciones para los demás metales (Tabla 5.10). Así, una parcela presenta un contenido superior al propuesto como valor máximo para el Cr, aunque no alcanza contenidos tóxicos (MPC-68: 204 mg/kg). Por otra parte, se identifican diez parcelas para el Cu (MPC-58: 73,9, MPC-41: 71,9, MPC-40: 61,9, MPC-15: 61,3, MPC-70: 59,7, MPC-65: 56,4, MPC-18: 56,3, MPC-08: 52,6, MPC-27: 51,9, MPC-60: 51,1 mg/kg), dos para el Zn (MPC-63: 256,6, MPC-70: 164,5 mg/kg) y una para el Ni (MPC-49: 32,7 mg/kg) que presentan contenidos por debajo del nivel considerado tóxico, aunque superan los valores propuestos por alguno de los países (Tabla 5.10). Para el Pb, en función del criterio adoptado, al existir mayores diferencias

entre las diversas propuestas, superan las concentraciones máximas aceptables dos (1028,4, 685,9 mg/Kg), tres (1028,4, 685,9, 344,9 mg/Kg) o cuatro parcelas (MPC-63: 1028,4, MPC-09: 685,9, MPC-62: 344,9, MPC-10: 129,0 mg/Kg).

A continuación se discuten los resultados para cada metal.

Cadmio

El contenido de Cd en el suelo está, en principio, asociado con el material originario. Sin embargo, se ha visto incrementado a lo largo del siglo XX por la minería, deposición atmosférica, quema de combustibles fósiles, depósito de embalajes de plástico y pilas que contienen Cd, y la aplicación en suelos agrícolas de fertilizantes y lodos de depuradora. En los suelos agrícolas, de todas las actividades enumeradas, la aplicación de fertilizantes fosforados es la principal fuente de Cd (Oliver, 1997), siendo también destacado el aporte de Cd a través de lodos de depuradora y por deposición atmosférica (Wagner, 1993).

La media del Cd "pseudo-total" es 0,328 mg/kg, en un rango de valores que varía de 0,094 a 0,873 mg/kg. Estos valores están dentro del rango entre 0,1 y 2,0 mg/kg, que corresponde a áreas sin una elevada contaminación antrópica (McLaughlin *et al.*, 1999b). Además, la Figura 5.14 muestra que ninguna parcela presenta una concentración entre 1 y 5 mg/kg, que es considerada como nivel tóxico para algunas especies vegetales (Aller y Deban, 1989).

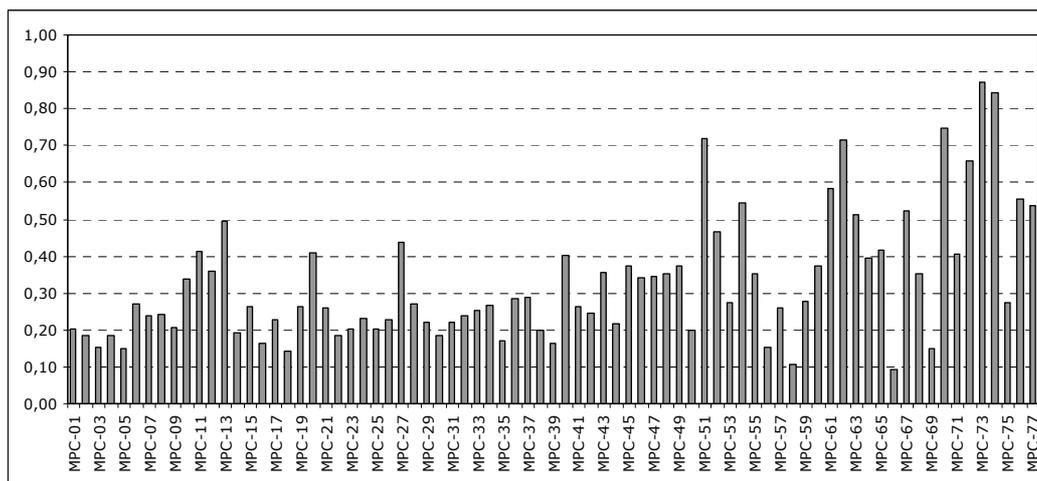


Figura 5.14.- Concentración de Cd (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido de Cd en las parcelas hortícolas de Castellón es similar al descrito por López y Grau (2004) en todo tipo de suelos agrícolas de Castellón (0,48 mg/kg, desde 0,00 a 0,90 mg/kg). Por otro lado, la comparación con otros suelos agrícolas de España muestra que la concentración media y el rango de Cd en suelos de Castellón es similar o inferior a los valores encontrados en diferentes zonas (Tabla 5.8). De hecho, únicamente, en los suelos de la Comunidad de Madrid (Moreno *et al.*, 1992) es inferior el contenido de Cd. También la comparación entre los valores medios en suelos agrícolas de diversos países (Australia, 0,17 mg/kg; Canadá, 0,56 mg/kg; Inglaterra y Gales, 0,80 mg/kg; Holanda, 0,40 mg/kg; Nueva Zelanda, 0,44 mg/kg y EEUU, 0,27 mg/kg), realizada por McLaughlin *et al.*, (1999b), muestra que los valores de Castellón están en el rango de estos suelos.

La peligrosidad del Cd para la salud humana, a través de la ingestión de alimentos, ha llevado a muchos investigadores a analizar la posible influencia de las prácticas agrícolas en el contenido de Cd en el suelo. De hecho, algunos resultados muestran importantes diferencias entre el contenido de Cd en suelos agrícolas y aquéllos que no han sido cultivados, por ejemplo en Australia por Jinadasa *et al.* (1997). También Gray *et al.* (1999) observaron un incremento de

Cd en parcelas con adición de superfosfato durante cuarenta años, frente al contenido constante de la parcela control. Estas diferencias entre suelos fertilizados y no fertilizados pueden ser debidas al aporte de Cd en los fertilizantes, tanto de fertilizantes fosforados como de fertilizantes ricos en Zn (Kuo *et al.*, 2004), ya que gran parte de este Cd queda retenido en el suelo (Williams y David, 1976). Por lo tanto, los niveles que se encuentran hoy en día en las parcelas de Castellón, pueden verse incrementados con el paso del tiempo por el uso intensivo de este tipo de fertilizantes. Esto indica que, a pesar de no haber contenidos elevados en las parcelas muestreadas, es necesario realizar un seguimiento del contenido de Cd en los suelos agrícolas.

El contenido de Cd de ninguna parcela supera 1,5 mg/kg, que corresponde al valor de referencia establecido para Cataluña (Junta de Residus, 1998). Sin embargo, hay que destacar que el 42% de las parcelas presentan concentraciones superiores a 0,3 mg/kg, valor de referencia establecido por Pérez *et al.* (2002) para suelos agrícolas de Murcia. Las diferencias en los resultados, en función del valor de referencia elegido, indican la necesidad de establecer valores de referencia genéricos para el área de estudio. Siendo el establecimiento de valores de referencia uno de los objetivos de este trabajo que se aborda posteriormente.

Cobalto

El Co es un micronutriente, que es deficiente a concentraciones menores de 4-5 mg/kg (Bradford *et al.*, 1967 citado en White y Zasoski, 1999). La Figura 5.15 muestra que dos parcelas (MPC-17, MPC-58) presentan un contenido inferior al considerado como deficiente, mientras otras dos parcelas (MPC-8, MPC-18) están en el límite, entre 4 y 5 mg/kg.

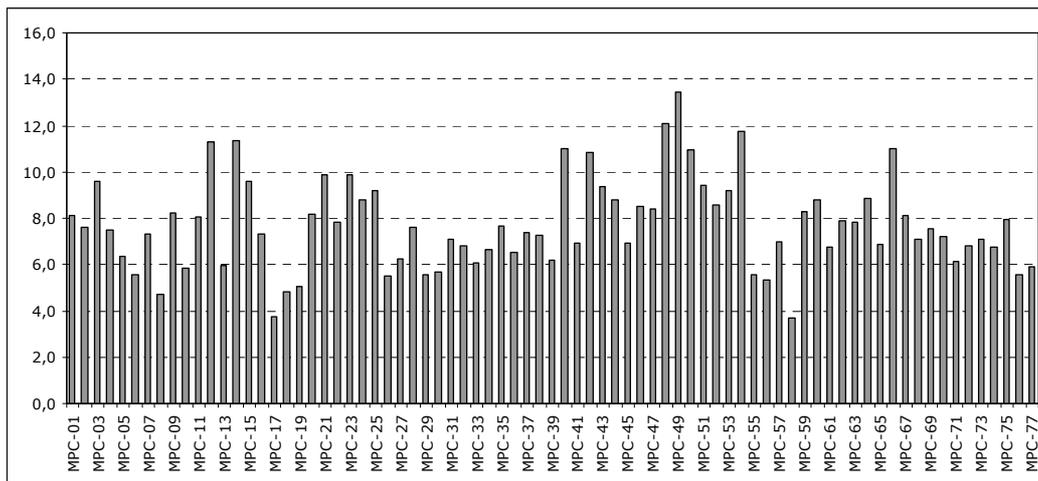


Figura 5.15.- Concentración de Co (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido medio de Co es de 7,7 mg/kg. Este elemento ha sido determinado en pocas zonas agrícolas y los valores encontrados en ellos son muy variables. Las diferencias encontradas con la concentración de Co al comparar los resultados con los de otros suelos de la Comunidad Valenciana (Andreu y Gimeno, 1996; Boluda *et al.*, 1988) o los de la Vega de Granada (Campos, 1997), no parece que se deban a diferencias en las características edáficas. De hecho, los suelos de la Vega de Granada tienen un contenido mucho mayor a pesar de tener características edáficas similares a las de los suelos de huerta de Castellón (Tabla 5.8). Por lo tanto, las diferencias en la concentración de Co quizás pueden ser debidas a la composición del material originario. Al igual que describieron Vázquez *et al.* (2002) en suelos naturales de la provincia de Madrid, donde observaron importantes diferencias en el contenido de Co en función del material originario. Estos resultados están indicando que el Co generalmente tiene un origen litogénico. Por otro lado, en algunos estudios realizados fuera de España (Tabla 5.9), los valores medios son menores al de Castellón (Dudka, 1992), a pesar de ser el rango similar (<1,0-13,0 mg/kg) y ser los suelos más ácidos. Sin embargo, en Inglaterra y Gales el rango encontrado en suelos agrícolas es

mayor y el valor medio similar (7,9 mg/kg) (Archer y Hodgson, 1987).

Estudios que comparan prácticas agrícolas, como la adición de lodos de depuradora o diferentes tipos de laboreo, reflejan su influencia en el contenido de Co. En suelos tratados con lodos de depuradora, la concentración de Co no se incrementa significativamente a lo largo de seis años en el estudio que realizaron Williams *et al.* (1985). Esto quizás sea porque la concentración inicial en el suelo (16 mg/kg) es superior al contenido de Co en los lodos aplicados. Sin embargo, la aplicación de fertilizantes fosforados puede incrementar el contenido de Co, como sugirieron Lavado *et al.* (1999) para suelos de La Pampa (Argentina). Por lo tanto, las parcelas estudiadas en Castellón con mayores contenidos de Co probablemente corresponden a parcelas donde se ha utilizado mayor cantidad de fertilizantes.

En 9 parcelas (MPC-12, MPC-14, MPC-40, MPC-42, MPC-48, MPC-49, MPC-50, MPC-54, MPC-66) el contenido es superior a 10 mg/kg, valor de referencia establecido para Cataluña (Junta de Residuos, 1998) y Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999). Sin embargo, ninguna parcela presenta contenido de Co superior a 50 mg/kg. A partir de esta concentración, la Junta de Andalucía (1999) considera que es un nivel en el que la investigación es recomendable y propone el análisis del contenido extraíble con EDTA. Estas diferencias muestran, como ya se ha comentado, la necesidad de establecer valores de referencia para el área de estudio

Cromo

El contenido medio de Cr es de 33,3 mg/kg, y generalmente los valores son inferiores a 50 mg/kg (Figura 5.16). Estos valores están muy por debajo del valor medio propuesto por McLean y Bledsoe (1992) (Tabla 5.7). Sin embargo, son mayores que las

concentraciones descritas por López y Grau (2004) en suelos agrícolas de la provincia de Castellón, donde la concentración media es de 23,9 mg/kg y el rango está entre 7,00 y 57,00 mg/kg. Las diferencias probablemente son debidas a la existencia de un proceso de contaminación puntual en la parcela MPC-68 que no ha tenido lugar en las parcelas analizadas por López y Grau (2004), ya que en las parcelas hortícolas de Castellón cuando no se tiene en cuenta el valor de esa parcela desciende la media y también el rango de Cr (31,0 mg/kg, desde 16,7 a 52,3 mg/kg), siendo entonces comparables a los valores obtenidos por los autores anteriores.

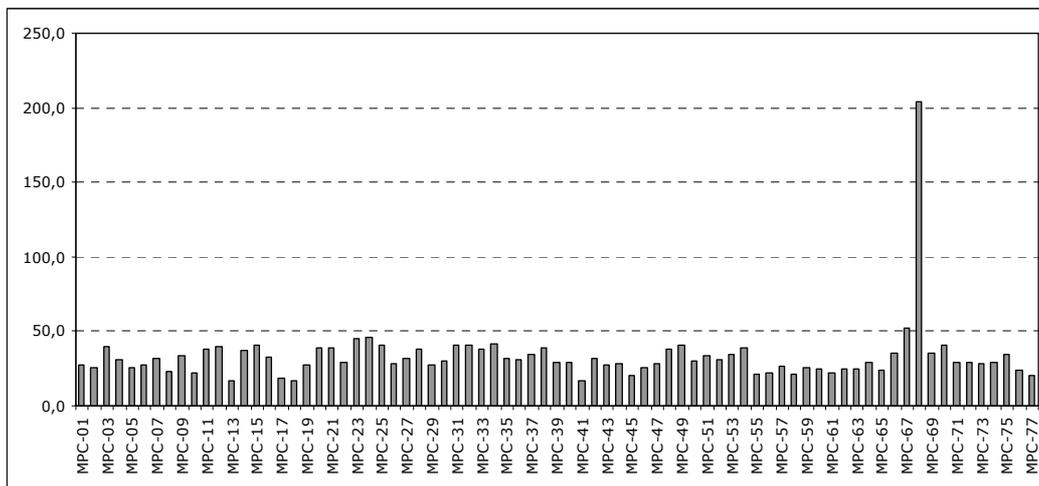


Figura 5.16.- Concentración de Cr (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Los contenidos de Cr establecidos en los suelos con cultivos hortícolas en Castellón son similares a los encontrados en otras zonas cultivadas de la Comunidad Valenciana (Boluda *et al.*, 1988; Pomares *et al.*, 2000) (Tabla 5.8). Por otro lado, los niveles analizados en Castellón generalmente son inferiores a los encontrados en algunas zonas cultivadas del mundo (Tabla 5.9). No obstante, en otras zonas cultivadas los niveles encontrados son inferiores, por ejemplo en campos de alfalfa en Chihuahua (Méjico) y Texas (EEUU), que presentan texturas de Franco-Arenosa a Franco-Arenosa-Arcillosa y

Franco-Arcillosa a Franco-Limosa, respectivamente (Assadian *et al.*, 1998).

La concentración de Cr en las distintas zonas de estudio (Tablas 5.8 y 5.9) no parece mostrar ninguna tendencia que esté marcada por las características y propiedades edáficas. Más bien, las diferencias entre las zonas pueden ser atribuidas a la composición del material originario y a prácticas agrícolas concretas o quizás, los valores extremos, a alguna contaminación puntual. De hecho, en suelos naturales, el contenido de Cr varía mucho en función del material originario (Adriano, 2001). En suelos forestales de Chequia (Suchara y Sucharová, 2002) es inferior al de Castellón, tanto el rango de valores como el contenido medio (26,5 mg/kg), mientras en Canadá el valor medio es superior (43 mg/kg) (McKeague y Wolynetz, 1980). No obstante, en apartados posteriores de este capítulo se analizan con más detalle las posibles relaciones entre las características edáficas y la concentración de Cr en los suelos hortícolas de Castellón.

La influencia de las prácticas agrícolas en la concentración de Cr se observa en diversos estudios. Así, el contenido de Cr es diferente en parcelas de naranjos en Bétera (Valencia), según el tratamiento aplicado en cada una (Canet *et al.*, 1997). En las parcelas con adición de lodos de depuradora, el contenido de Cr es entre tres y cuatro veces superior al de las parcelas hortícolas de Castellón, mientras que para los tratamientos control, adición de estiércol de oveja y compost de residuos sólidos urbanos, el contenido de Cr es similar. También en campos de manzanos, con una concentración inicial de Cr similar a la de Castellón, se aplicaron dos tipos de composts con dos niveles de aplicación cada uno (Pinamonti *et al.*, 1997) y, únicamente, para el mayor tratamiento de uno de los dos composts se encuentran cantidades de Cr superiores a las encontradas en suelos hortícolas de Castellón.

La muestra MPC-68 es la única que presenta un elevado contenido de Cr "pseudo-total" (204,4 mg/kg). Esta muestra se sitúa al sur de la Plana de Castellón, donde Escrig y Morell (1996) encontraron los valores más elevados de Cr en el acuífero. Estos autores justifican la presencia del Cr en el acuífero por antiguos residuos provenientes de industrias del calzado en la zona. Esta muestra supera el contenido máximo permitido en suelos agrícolas a los que se puede aplicar lodos de depuradora por la legislación vigente (BOE, 1990). También, es mayor que los valores de referencia establecidos en Murcia para suelos agrícolas (73 mg/kg) por Pérez *et al.* (2002) y en suelos de Castilla y León, que es 53 mg/kg (Junta de Castilla y León, 1999). Además, para el nivel encontrado se recomienda la realización de una extracción con EDTA con el fin de valorar la posible toxicidad (p. ej. Junta de Andalucía, 1999).

Cobre

El Cu es un micronutriente y, como tal, esencial en pequeñas cantidades, siendo deficiente en concentraciones inferiores a 12 mg/kg (Bradford *et al.*, 1967 citado en White y Zasoski, 1999). Por otro lado, valores mayores a 100 mg/kg son superiores al rango considerado como normal por McLean y Bledsoe (1992), y son considerados como fitotóxicos en diversos países (Tabla 5.10). Sin embargo, el rango de concentraciones de los suelos hortícolas de Castellón parece indicar que no hay problemas de Cu, ni por exceso ni por deficiencia, ya que todos los valores están comprendidos entre 12 y 100 mg/kg (Figura 5.17).

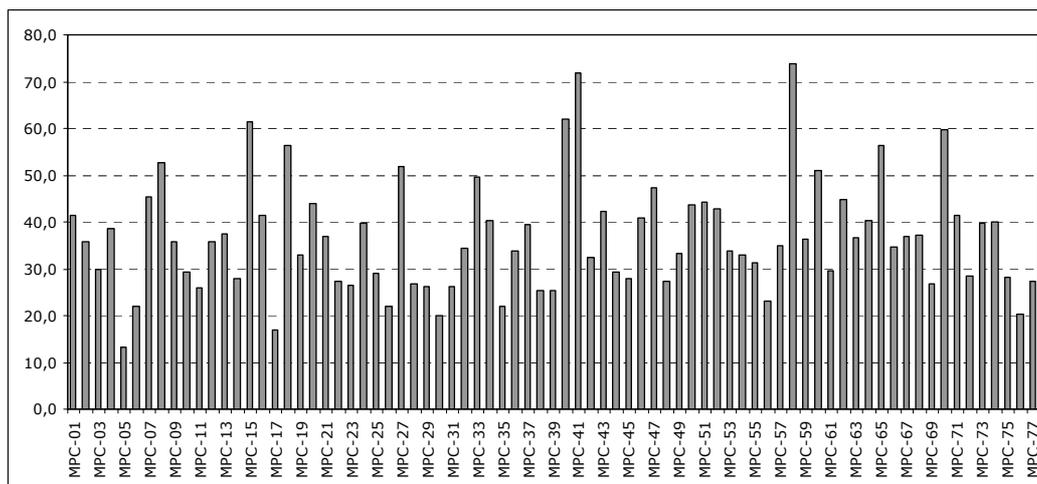


Figura 5.17.- Concentración de Cu (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido medio de Cu en las muestras es de 36,6 mg/kg. Esta concentración es casi el doble de la encontrada por López y Grau (2004) en suelos agrícolas, mayoritariamente parcelas cultivadas con frutales de secano y regadío, de la provincia de Castellón (19,56 mg/kg). También en otros estudios se encontraron valores medios inferiores, como el realizado en Valencia por Boluda *et al.* (1988), en Dinamarca (Bak *et al.*, 1997) o en Polonia (Dudka, 1992) (Tablas 5.8 y 5.9). No obstante, en diferentes suelos cultivados, en España y otras zonas del mundo, generalmente se encontraron contenidos medios y/o rangos del mismo orden que los de Castellón (Tablas 5.8 y 5.9).

La concentración en diez de las parcelas analizadas superan la concentración de 50 mg/kg (ver Figura 5.17), que es la concentración considerada como el valor máximo normal para suelos agrícolas (Adriano, 2001). De hecho, los valores superiores a 50 mg/kg son considerados elevados y, probablemente, son debidos a aportes antrópicos (Baize y Sterckeman, 2001). Estos elevados niveles de Cu en el suelo pueden ser debidos a la presencia de industrias (refinerías o altos hornos) o bien a la utilización de productos agroquímicos (Lepp, 1981).

Las elevadas concentraciones de algunas de las parcelas estudiadas, probablemente, sean debidas a la realización de prácticas agrícolas habituales, al igual que indican Holmgren *et al.* (1993), en suelos agrícolas de EEUU, o Marín *et al.* (2000), en suelos de viñedos de La Rioja. Estas prácticas se refieren, principalmente, a la aplicación de agroquímicos. Se trata de fertilizantes de Cu aplicados al suelo en forma de diversos productos comerciales, para evitar la deficiencia de Cu en los cultivos, y también de fungicidas que contienen Cu (Webber, 1981). Por ello, las mayores concentraciones de Cu se dan en las zonas del área de estudio donde la explotación agrícola es más intensiva. Esto se aprecia claramente al comparar las concentraciones con el valor de referencia establecido en Cataluña (55 mg/kg). Este valor es superado por siete parcelas (MPC-15, MPC-18, MPC-40, MPC-41, MPC-58, MPC-65, MPC-70), y todas ellas se localizan en la Plana de Vinaròs-Benicarló y en la Plana de Castelló, donde se practica la agricultura más intensiva.

Finalmente, es importante destacar que el 30% de las parcelas presentan valores superiores a 41 mg/kg, que es el valor de referencia establecido para suelos agrícolas de Murcia (Pérez *et al.*, 2002) y diez parcelas presentan concentraciones superiores a 50 mg/kg, que es el valor de referencia establecido en Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999). Las diferencias en las comparaciones con valores de referencia establecidos en otras áreas, muestra claramente la necesidad de establecer valores de referencia para el área de estudio que permitan evaluar con mayor exactitud la posible contaminación por metales pesados.

Hierro y Manganeso

El Fe y Mn son micronutrientes esenciales para la nutrición vegetal, y no son considerados potencialmente fitotóxicos en los suelos de la Comunidad Valenciana por los niveles que usualmente se

identifican (Pomares *et al.*, 2000). De hecho, los contenidos de Fe y Mn no están incluidos en la legislación que regula la utilización de lodos de depuradoras en el sector agrario (BOE, 1990).

El contenido medio de Fe es de 16.915 mg/kg. Este valor está comprendido en el rango considerado normal por McLean y Bledsoe (1992), aunque todas las parcelas presentan un contenido inferior a la media determinada por estos autores (38.000 mg/kg), como se observa en la Figura 5.18. Una concentración media similar a la obtenida en los suelos hortícolas de Castellón ha sido descrita por Navas y Machín (2002), en suelos naturales de Aragón. Por otro lado, los contenidos de Fe, en los suelos hortícolas de Castellón, son inferiores a los encontrados en otras zonas cultivadas de España (Tablas 5.8) y de otras partes del mundo (Tabla 5.9), independientemente de que los suelos de otras zonas presenten o no características edáficas similares a las de las parcelas analizadas. Las diferencias encontradas con otras áreas estudiadas son debidas al material originario, ya que mayoritariamente el origen del Fe es litogénico.

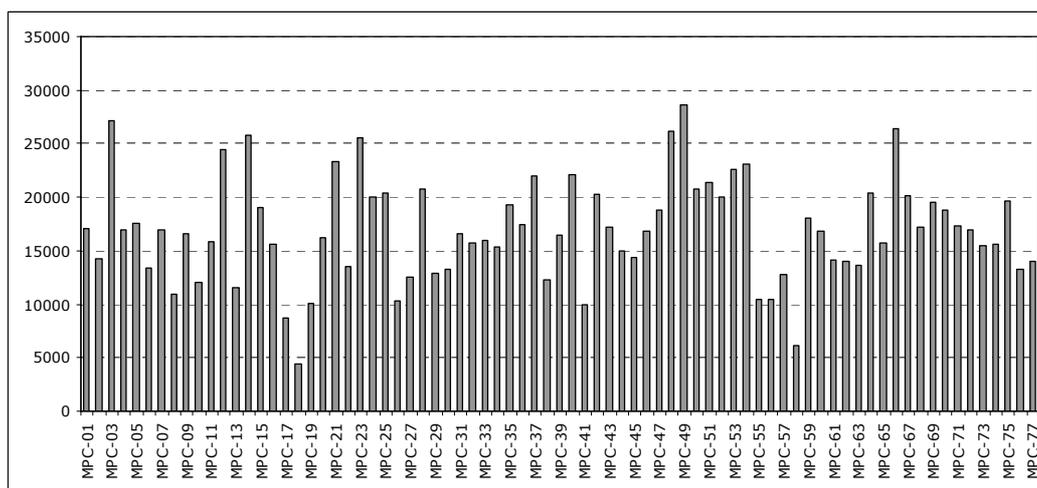


Figura 5.18.- Concentración de Fe (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido medio de Mn es de 385 mg/kg y el rango de las parcelas comprende valores entre 205 y 682 mg/kg (Figura 5.19).

Por lo tanto, en la zona de estudio no hay problemas por deficiencia de Mn, ya que todas las muestras presentan valores superiores a 200 mg/kg, que es la concentración mínima para que no tengan lugar problemas por deficiencia de Mn (Bradford et al., 1967 citado en White y Zasoski, 1999). Además, las concentraciones están dentro del rango considerado como normal por McLean y Bledsoe (1992).

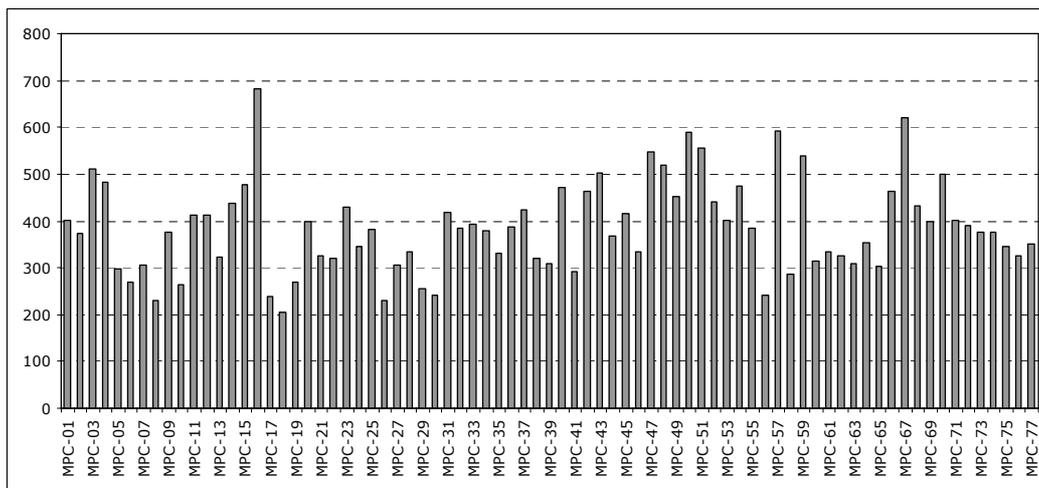


Figura 5.19.- Concentración de Mn (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

En otras zonas agrícolas de España (Tabla 5.8), cabe destacar los resultados encontrados por Pomares *et al.* (2000), en Valencia, y Marín *et al.* (2000), en La Rioja, que muestran valores medios inferiores, mientras Campos (1997) encontró concentraciones mayores. Los suelos de La Rioja (Marín *et al.*, 2000) y de la Vega de Granada (Campos, 1997) tienen un pH similar al de los suelos de Castellón, si bien en ambos casos hay un menor contenido de materia orgánica que en suelos de Castellón. Por lo tanto, las características edáficas no parece que sean la principal causa de las diferencias en los contenidos de Mn. En suelos agrícolas de otras partes del mundo, que presentan pHs más ácidos que los suelos de Castellón pero con diferentes contenidos de MO, CIC y arcilla, los contenidos de Mn son superiores a los de Castellón (Tabla 5.9).

Níquel

El contenido medio de Ni es de 19,3 mg/kg. Esta concentración es muy parecida a la descrita por López y Grau (2004) para suelos agrícolas de la provincia de Castellón (16,37 mg/kg). Además, ninguna parcela supera el valor medio (40 mg/kg) considerado como normal por McLean y Bledsoe (1992) (Figura 5.20).

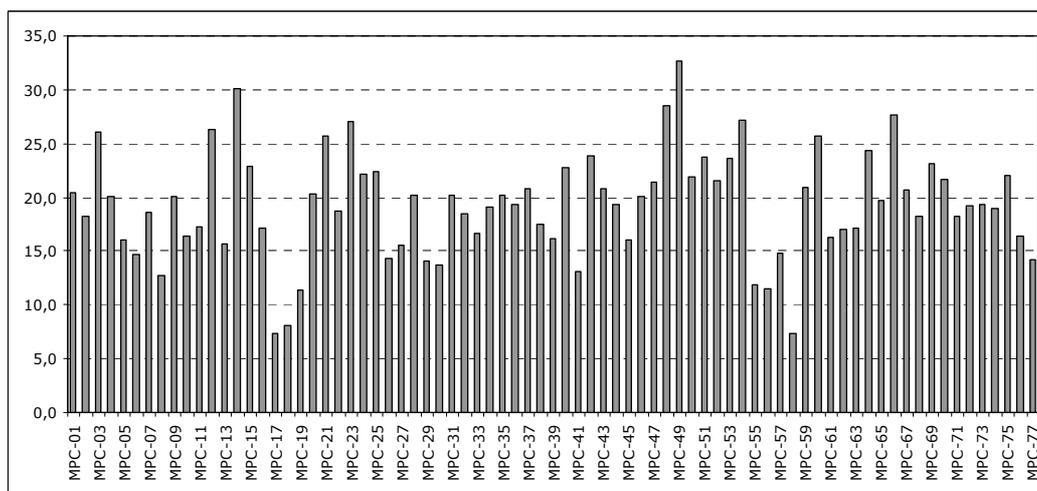


Figura 5.20.- Concentración de Ni (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Los contenidos de Ni encontrados en Castellón son similares a los encontrados en otras áreas de la Comunidad Valenciana (Boluda *et al.*, 1988; Andreu y Gimeno, 1996; Pomares *et al.*, 2000), pero inferiores a los encontrados en suelos agrícolas de otras zonas de España (Tablas 5.8), independientemente de que sean similares o no las características edáficas. Por otro lado, si se comparan los valores de Castellón con los de otras zonas agrícolas del mundo (Tabla 5.9) no se observa ninguna tendencia, ya que algunos autores describen contenidos mayores y otros menores.

Finalmente, hay que destacar que ninguna de las parcelas analizadas en Castellón supera el valor de referencia establecido en suelos agrícolas de Murcia (43 mg/kg) por Pérez *et al.* (2002), como

se puede ver en la Figura 5.20. Tampoco cuando se comparan con el valor de referencia establecido en Cataluña (49 mg/kg) (Junta de Residuos, 1998). Sin embargo, hay siete parcelas (MPC-12, MPC-14, MPC-23, MPC-48, MPC-49, MPC-54, MPC-66), mayoritariamente localizadas en la Plana de Castellón, que superan el valor de referencia establecido en Castilla y León (26 mg/kg) (Junta de Castilla y León, 1999), si bien esto no significa que se trate de suelos contaminados dadas las diferencias ambientales entre la zona de estudio y las propias de esta Comunidad Autónoma. Por ello, como ya se ha indicado, resulta conveniente el establecimiento de valores de referencia para la zona de estudio.

Plomo

El Pb es un elemento para el que no se ha descrito ninguna función conocida en los sistemas biológicos. El rango para suelos no contaminados está entre 20 y 50 mg/kg. Este rango fue establecido por Nriagu (1978), referenciado en McLaughlin *et al.* (1999b). En suelos agrícolas se ha descrito un amplio rango de concentraciones de Pb, como muestra Adriano (2001) en la descripción de varios estudios realizados en distintas áreas (p. ej. 42 ppm en Inglaterra y Gales; 46 ppm en Ontario; <1 y 12 ppm en Canadá; 25 ppm en Holanda). En las parcelas con cultivos hortícolas analizadas en Castellón el contenido medio de Pb es de 55,8 mg/kg. Este valor medio tan elevado es debido a la presencia de tres parcelas (ver Figura 5.21) que contienen concentraciones superiores al máximo del rango considerado normal (2-200 mg/kg) (Tabla 5.7). Además, dos de ellas presentan contenidos superiores a 400-500 mg/kg, que se considera producen efectos tóxicos en las plantas (Adriano, 2001).

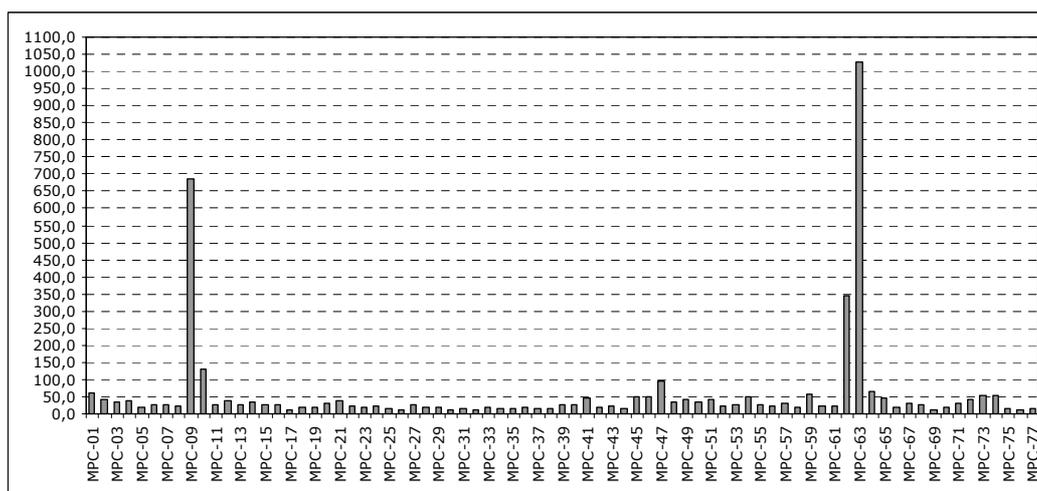


Figura 5.21.- Concentración de Pb (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

No obstante, el valor medio es de 27,9 mg/kg, y el rango entre 10,7 y 63,5 mg/kg, cuando se obvian los valores discordantes que corresponden a parcelas con contaminación puntual. Tanto el rango de valores como la concentración media son muy similares a los descritos por López y Grau (2004) para todo tipo de suelos agrícolas de la provincia de Castellón (23,02 mg/kg; entre 7,00 mg/kg y 60,00 mg/kg). Además, estos valores son similares a los encontrados en algunos estudios realizados en la Comunidad Valencia, como el realizado en Requena por Boluda *et al.* (1988) o en Moncada por Pomares *et al.* (2000). También son similares a los encontrados en otras zonas agrícolas de España, como por ejemplo en La Rioja por Marín *et al.* (2000) (Tabla 5.8). Sin embargo, en otras zonas aparecen valores mayores (p. ej. La Vega de Granada por Campos, 1997; Almería por Gil *et al.*, 2004). Las diferencias encontradas en las concentraciones no parecen corresponderse con diferencias en las características edáficas, pudiendo ser debidas a procesos de contaminación. Por otro lado, las concentraciones de Pb en algunas zonas agrícolas del mundo son inferiores a los valores de Castellón (p. ej. Dinamarca por Bak *et al.*, 1997; EEUU por Holmgren *et al.* 1993), mientras que en otras zonas son superiores (p. ej. en dos

zonas de Italia estudiadas por Abollino *et al.*, 2002 y Pinamonti *et al.*, 1997) (Tabla 5.9).

Las parcelas de Castellón que presentan elevados contenidos de Pb se localizan en el término municipal de L'Alcora. Estos valores parecen claramente asociados a la industria azulejera, dado que en este término municipal hay un importante desarrollo industrial que está basado, principalmente, en la industria azulejera. De hecho, el Pb se utilizaba habitualmente en las pinturas en el proceso de fabricación de los azulejos, aunque los problemas de salud provocados a los trabajadores han supuesto una drástica reducción de su utilización (Roig *et al.*, 1997). Este Pb se incorpora al suelo a través de los residuos vertidos de manera indiscriminada al territorio. En realidad, hoy en día, el tratamiento de los residuos industriales está regulado, pero hace unos años no.

El 30% de las parcelas presentan valores superiores a 30 mg/kg, que es el valor de referencia establecido por Pérez *et al.* (2002) para suelos agrícolas de Murcia. Sin embargo, si se comparan las concentraciones de las parcelas de Castellón con los valores de referencia establecidos para otras Comunidades Autónomas los resultados son muy diferentes. Así, 10 parcelas (MPC-01, MPC-09, MPC-10, MPC-47, MPC-59, MPC-62, MPC-63, MPC-64, MPC-73, MPC-74) superan el valor de referencia establecido en Castilla y León (51 mg/kg) por la Junta de Castilla y León (1999), mientras que, solamente, los cinco valores discordantes (que corresponden a las parcelas MPC-09, MPC-10, MPC-47, MPC-62 y MPC-63), superan el valor de referencia establecido en Cataluña (70 mg/kg). Dos de estas parcelas (MPC-63: 1027,8 mg/Kg, MPC-09: 685,9 mg/Kg) presentan valores para los cuales la Junta de Andalucía (1999) considera que es necesaria la intervención, y una parcela (MPC-62: 344,4 mg/Kg) para la que se debe realizar una extracción con EDTA.

Zinc

El Zn es un micronutriente necesario a concentraciones de 80 mg/kg en el suelo, y por debajo de estos niveles es deficiente (Bradford et al., 1967 citado en White y Zasoski, 1999). En el área de estudio, el 50% de las parcelas muestreadas presentan valores insuficientes de Zn, ya que sus concentraciones son inferiores a 80 mg/kg (Figura 5.22). La deficiencia de Zn en el suelo es común en climas tropicales y templados (Khan *et al.*, 1998). Esta deficiencia puede ser originada por varias causas. La causa más directa es la falta de Zn en el suelo, pero también puede ser debido a que no esté biodisponible para las plantas o que las prácticas de manejo disminuyan su biodisponibilidad (Adriano, 2001).

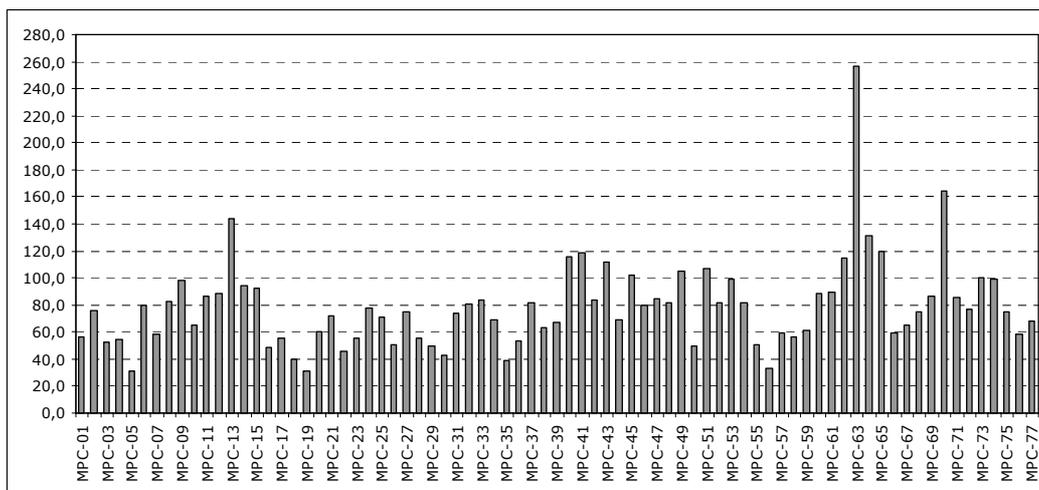


Figura 5.22.- Concentración de Zn (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El contenido medio de Zn en las parcelas con cultivos hortícolas de Castellón es de 78,5 mg/kg. Esta concentración es similar a la descrita por Andreu y Gimeno (1996) en suelos agrícolas de Valencia, y superior a los valores encontrados en otros estudios realizados en suelos agrícolas de la Comunidad Valenciana (p. ej. Boluda *et al.*, 1988 o Pomares *et al.*, 2000). También en estudios realizados en diversas áreas de España, algunos resultados son similares a los de

Castellón (Andrades *et al.*, 2000 o Campos, 1997), mientras otros presentan valores inferiores (p. ej. Marin *et al.*, 2000) (Tabla 5.8). Por otro lado, la comparación con otras zonas agrícolas del mundo refleja que los valores de Castellón están dentro de ese rango de concentraciones (Tabla 5.9).

La parcela MPC-63 (256,8 mg/kg), que se localiza en el término municipal de L'Alcora, es la única que supera el valor de referencia establecido para suelos agrícolas de Murcia (192 mg/kg) por Pérez *et al.* (2002). Además, esta parcela es la que presenta el mayor contenido de Pb. Por tanto, es probable que el origen del Zn en esa parcela sea el mismo que el del Pb, ya que los dos elementos se utilizan en el proceso de fabricación de los azulejos, concretamente el Zn en esmaltes (Roig *et al.*, 1997). Si se obvia el valor de esta parcela, el valor medio pasa a ser de 76,1 mg/kg y el rango entre 30,7 y 164,5 mg/kg, que son similares a los descritos por López y Grau (2004) en suelos agrícolas de Castellón (64,22 mg/kg, entre 24,00 y 153,00 mg/kg).

La comparación con valores de referencia establecidos para otras Comunidades Autónomas muestra resultados diferentes entre sí. Así, la parcela MPC-63 es la única que supera el valor de referencia establecido en Cataluña (178 mg/kg) (Junta de Residus, 1998). Sin embargo, en nueve parcelas (MPC-13, MPC-40, MPC-41, MPC-43, MPC-62, MPC-63, MPC-64, MPC-65 y MPC-70), todas localizadas en la Plana de Benicarló-Vinaròs y la Plana de Castelló, se supera el valor de referencia (109 mg/kg) establecido para Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999). Por lo tanto, una vez más hay que destacar la necesidad de establecer valores de referencia para el área de estudio, que permitan caracterizar con mayor precisión los sitios potencialmente contaminados.

5.3.1. Relaciones entre metales "pseudo-totales"

Correlaciones lineales

En la Tabla 5.11 se presentan los coeficientes de correlación obtenidos, mediante la correlación de Rho de Spearman, entre los contenidos de metales "pseudo-totales". Las correlaciones obtenidas entre los metales son positivas, indicando que las elevadas concentraciones de un metal en algunas parcelas conllevan elevadas concentraciones de otros metales. Estas correlaciones positivas entre metales también han sido descritas por diversos autores, por ejemplo Ma *et al.* (1997), Chen *et al.* (1999), Marín *et al.* (2000), Navas y Machín (2002). Estas correlaciones pueden ser debidas a que los metales tengan la misma procedencia, bien por aportes de contaminantes o por la litología sobre la que se desarrolla el suelo, o también pueden ser debidas a que los metales tengan un comportamiento similar. Además, puede que el origen de las relaciones se deba a las interacciones o reacciones que se producen entre los metales en el suelo.

Tabla 5.11.- Coeficientes de correlación bivariados entre el contenido de metales "pseudo-totales" (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1,000	0,069	-0,065	0,281 ^b	0,049	0,178	0,092	0,364 ^a	0,611 ^a
Co		1,000	0,533 ^a	0,159	0,830 ^a	0,648 ^a	0,910 ^a	0,329 ^a	0,329 ^a
Cr			1,000	-0,038	0,663 ^a	0,505 ^a	0,635 ^a	-0,165	0,031
Cu				1,000	0,047	0,207	0,132	0,402 ^a	0,421 ^a
Fe					1,000	0,668 ^a	0,920 ^a	0,150	0,218
Mn						1,000	0,646 ^a	0,250 ^b	0,221
Ni							1,000	0,195	0,321 ^a
Pb								1,000	0,416 ^a
Zn									1,000

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Los coeficientes de correlación de la Tabla 5.11 muestran claramente la relación entre el Fe, Co y Ni que presentan, entre sí,

coeficientes de correlación superiores a 0,800. La correlación entre estos tres elementos es debida a su semejanza, ya que son elementos siderófilos, según la clasificación realizada por Goldschmidt (Kauffman, 1997). En esta clasificación se agrupan los elementos en cuatro grupos en función de su localización en la tabla periódica (Kauffman, 1997). Los elementos siderófilos, según la clasificación de Goldschmidt, son aquéllos que tienen afinidad por el Ni-Fe. También el Cr y el Mn se correlacionan con el Fe, Co y Ni, pero los coeficientes de correlación son menores. Por otro lado, es importante la correlación entre el Cd y el Zn. Esta correlación ha sido descrita en diversos trabajos (p. ej. Boekhold y Van der Zee, 1992; Holmgren *et al.*, 1993), y puede ser debida a que ambos elementos tengan un origen común al encontrarse como impurezas en los fertilizantes fosforados (Jinadasa *et al.*, 1997).

Los coeficientes de correlación entre los demás metales, al ser inferiores a 0,500, no reflejan una relación tan clara. No obstante, parece que el Cu, Pb y Zn están relacionados entre sí, aunque con menor intensidad. La relación entre estos elementos puede ser debida a su semejanza, ya que son elementos calcófilos según la clasificación de Goldschmidt (Kauffman, 1997). Los elementos calcófilos son aquéllos que se combinan con el azufre. La relación entre el Cu, Pb y Zn también fue descrita en los suelos de Sevilla por Madrid *et al.* (2004), que la explican por la aplicación de enmiendas orgánicas o bien porque estos elementos quedan retenidos en la materia orgánica. Otros autores, como Ma *et al.* (1997) sugieren que la correlación entre el Cu y el Zn puede ser debida a su parecido comportamiento geoquímico, al tener un radio iónico similar. Además, pueden estar adsorbidos específicamente por las arcillas y en algunos suelos por óxidos de Fe y Mn. Por otro lado, la relación del Zn y Cu con el Pb no puede ser explicada por el radio iónico, ya que el del Pb es mayor. Sin embargo, la relación entre el Pb y el Zn

también fue descrita por Marín *et al.* (2000), que presentan una relación negativa con la concentración de carbonatos.

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales muestra que el 71% de la varianza correspondiente a los nueve metales se explica mediante tres factores. El primer factor explica el 37% de la varianza, el segundo factor el 19% y el tercer factor el 15% (Tabla 5.12). Estas relaciones se representan gráficamente en la Figura 5.23. En el primer factor se relacionan estrechamente el Ni, Fe y Co, elementos siderófilos, y en menor medida el Mn. La relación de los elementos siderófilos también ha sido descrita en otras áreas mediante el análisis de componentes principales, concretamente en suelos hortícolas de la Vega de Granada por Campos (1997). De manera, que este factor puede estar agrupando a los metales que en el área de estudio presentan mayoritariamente un origen litogénico, pudiéndose denominar "factor litogénico".

Tabla 5.12.- Factores del análisis de componentes principales para los contenidos de metales "pseudo-totales".

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Cd	6,59*10 ⁻²	0,424	0,541
Co	0,930	0,132	-0,026
Cr	0,332	-0,225	0,113
Cu	-0,033	-0,009	0,861
Fe	0,954	0,026	-0,128
Mn	0,718	-0,137	0,297
Ni	0,954	0,112	-0,057
Pb	-0,071	0,874	-0,056
Zn	0,155	0,812	0,430
% varianza	37,08	18,92	14,91

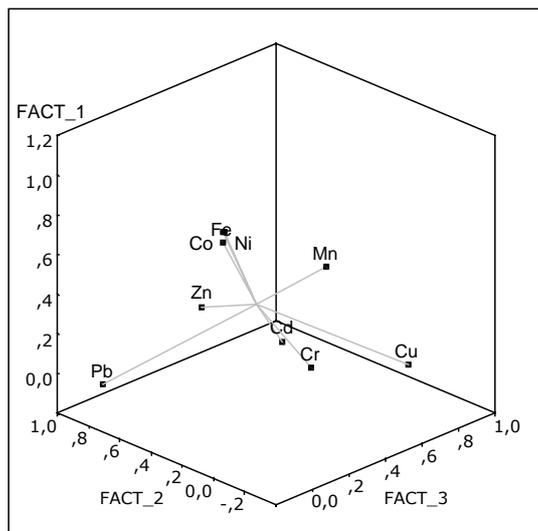


Figura 5.23.- Representación de las variables, contenidos de metales "pseudo-totales", frente a los tres factores obtenidos en el análisis de componentes principales.

En el segundo factor se relacionan positivamente el Pb y el Zn. Esta relación ya se intuía en las correlaciones, y puede ser debida a la parcela (MPC-63) que presenta, con diferencia, el valor más elevado para los dos metales. En esta parcela el origen tanto del Pb como del Zn es antrópico, como ya se ha comentado. La relación de estos elementos (Pb y Zn) debido a su origen antrópico también fue descrita por Campos (1997) en suelos hortícolas de la Vega de Granada. En el tercer factor se relaciona el Cu con el Cd. Esta relación quizás se debe al ser metales que presentan un origen antrópico en las parcelas analizadas. Por lo tanto, tanto el segundo como el tercer factor pueden denominarse "factores antropogénicos".

Dendrograma

En la Figura 5.24 se presenta el dendrograma para los metales "pseudo-totales". En este dendrograma se observan dos conglomerados bien diferenciados. Por un lado, en el primero se encuentran el Fe, Ni, Co, Mn y Cu, mientras en el segundo conglomerado están el Zn, Cd, Cr y Pb. En el primer conglomerado están relacionados de manera más estrecha el Fe, Ni y Co, que coinciden con la agrupación realizada tras las correlaciones. A este

grupo se une el Mn, de manera que incluye los elementos relacionados en mayor medida al primer factor del análisis de componentes principales, es decir los del denominado "factor litogénico".

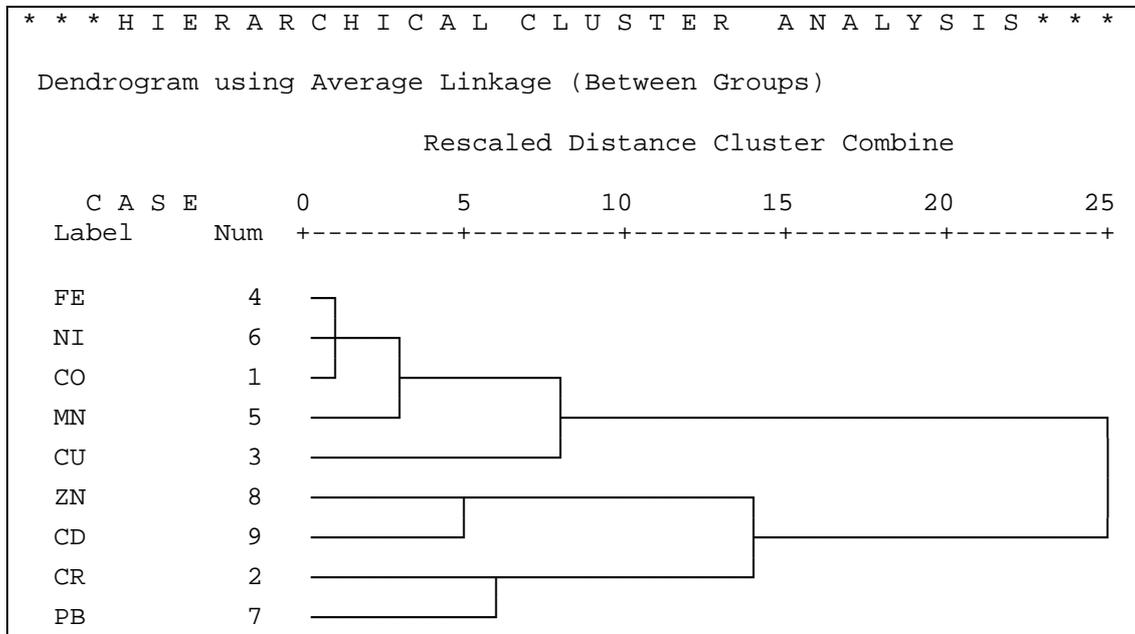


Figura 5.24.- Dendrograma de los metales "pseudo-totales".

La estrecha relación entre el Fe, Ni, Mn y Co puede ser debida a que estos metales son mayoritariamente de origen natural. De hecho, Baize y Sterckeman (2001) consideran que elevados contenidos en Fe hacen que de manera natural haya mayores contenidos de Cu, Co, Cr, Ni, Pb y Zn, en suelos donde no se han producido modificaciones importantes del contenido de Fe causadas por actividades humanas. Por otro lado, el Cd, Zn, Cr y Pb pertenecen al segundo conglomerado, lo cual podría indicar un origen antrópico de estos metales en los suelos analizados, pudiéndose denominar a este factor que les une entre sí "Factor antropogénico". Finalmente, el Cu ocupa una posición intermedia que quizás esté indicando la diversidad de su origen, tanto litogénica como antropogénica.

5.3.2. Relaciones entre el contenido de metales “pseudo-totales” y las características edáficas.

Correlaciones lineales

El tipo de relación, positiva o negativa, entre las características edáficas y la concentración de metales “pseudo-totales”, y la intensidad de la misma se analizó mediante correlaciones bivariadas. Los coeficientes de correlación se han obtenido mediante la correlación de Rho de Spearman, porque diversas variables presentan la distribución de la población no normal. En la Tabla 5.13 se presentan los coeficientes de correlación entre las características edáficas y la concentración de metales pesados “pseudo-totales” en las parcelas analizadas.

Tabla 5.13.- Coeficientes de correlación bivariados entre características y propiedades edáficas y las concentraciones “pseudo-totales” de metales pesados (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
pH_a	-0,157	-0,221	-0,073	-0,289 ^b	-0,069	-0,205	-0,137	-0,281 ^b	-0,173
pH_k	-0,201	-0,378 ^a	-0,380 ^a	-0,211	-0,400 ^a	-0,278 ^b	-0,417 ^a	-0,002	-0,424 ^a
CE	0,045	0,166	-0,102	0,259 ^b	-0,036	0,184	-0,004	0,382 ^a	-0,081
CA	0,018	-0,460 ^a	-0,517 ^a	-0,042	-0,711 ^a	-0,429 ^a	-0,633 ^a	-0,034	-0,159
MO	0,027	0,070	-0,013	0,410 ^a	-0,115	0,029	-0,039	0,334 ^a	0,104
CIC	0,034	0,307 ^a	0,242 ^b	0,269 ^b	0,235 ^b	0,231 ^b	0,280 ^b	0,289 ^b	0,095
Ar	0,063	-0,400 ^a	-0,446 ^a	0,127	-0,401 ^a	-0,307 ^a	-0,409 ^a	-0,060	0,112
Li	0,094	0,088	0,158	0,008	0,056	0,065	0,076	-0,002	-0,082
Ac	-0,143	0,592 ^a	0,571 ^a	-0,096	0,619 ^a	0,439 ^a	0,632 ^a	0,166	0,015

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Todos los metales presentan correlaciones estadísticamente significativas con varias características edáficas, a excepción del Cd que no se correlaciona con ninguna y el Zn que sólo se correlaciona con el pH en KCl. Esto puede estar indicando el origen antrópico de estos dos metales, ya que generalmente las mayores relaciones entre los metales y las características del suelo tienen lugar para los

elementos de origen natural (Burt *et al.*, 2003). Los otros metales se pueden agrupar en dos grupos en función de qué características edáficas se correlacionan de manera significativa con ellos, aunque hay diferencias en el nivel para el que la correlación es significativa y/o en el coeficiente de correlación entre los metales de los dos grupos. El primer grupo está formado por el Co, Cr, Fe, Mn y Ni, y el segundo grupo por el Cu y el Pb. Los metales del primer grupo se relacionan positivamente con la CIC y la arcilla y negativamente con el pH en KCl, los carbonatos y la arena, mientras que los del segundo se correlacionan negativamente con el pH en agua y positivamente con la CE, MO y CIC. Estas relaciones se analizan con detalle posteriormente.

Rectas de regresión lineales

El análisis de las relaciones entre los metales pesados y las características y propiedades edáficas también se realizó mediante el establecimiento de rectas de regresión lineales (Tabla 5.14). Las rectas de regresión se establecieron entre los metales pesados y las características y propiedades edáficas más importantes de las analizadas en la dinámica de los metales pesados (pH en agua, CE en pasta saturada, Carbonatos, MO, CIC, arcilla).

Tabla 5.14.- Rectas de regresión que relacionan las características y propiedades edáficas con las concentraciones "pseudo-totales" de metales pesados.

Rectas de regresión	R²
Co = 5,796 + 0,123 Arcilla - 0,038 CO ₃ Ca	0,547
*Co = 6,039 + 0,113 Arcilla - 0,039 CO ₃ Ca	0,512
*Cr = 23,749 + 0,325 Arcilla - 0,196 CO ₃ Ca + 0,288 CIC	0,499
Cu = 26,737 + 2,336 MO	0,155
Fe = 15790,335 + 279,082 Arcilla - 184,588 CO ₃ Ca	0,767
Mn = 387,434 + 2,293 Arcilla - 3,019 CO ₃ Ca - 17,263 CE	0,291
*Mn = 457,767 - 3,608 CO ₃ Ca - 17,826 CE	0,279
Ni = 17,126 + 0,298 Arcilla - 0,168 CO ₃ Ca	0,721
*Ni = 18,037 + 0,258 Arcilla - 0,162 CO ₃ Ca	0,690

*No se han considerado las muestras que presentan valores discordantes para cada metal.

En la tabla solamente se presentan las rectas correspondientes a aquellos metales para los que la distribución de los residuos de la recta obtenida es normal, ya que ésta es una condición imprescindible para que la recta sea válida. Además, en la tabla se especifica la variabilidad explicada (R^2) por las rectas de regresión obtenidas para cada uno de los metales.

Las relaciones que se establecen entre los metales y las características edáficas mediante el establecimiento de rectas de regresión (Tabla 5.14), aunque menos numerosas, son similares a las obtenidas mediante las correlaciones. Como se puede ver en los resultados expuestos en la tabla, las rectas también muestran semejanzas entre varios metales, concretamente son muy parecidas las rectas para el Co, Fe y Ni.

A continuación, se analiza la influencia de cada una de las propiedades y características edáficas estudiadas en la concentración de los metales pesados "pseudo-totales", a partir de todos los resultados expuestos anteriormente.

pH

A pesar de la importante influencia que tiene "a priori" el pH en el comportamiento de los metales pesados, únicamente existe una débil correlación negativa entre el pH y el contenido de Cu y Pb "pseudo-total" en las parcelas analizadas (Tabla 5.13). En las rectas de regresión no aparece el pH como variable independiente, lo que parece confirmar la escasa relevancia que tienen las diferencias de pH identificadas en la concentración "pseudo-total" de los metales pesados en los suelos hortícolas de Castellón. La falta de correlación entre el pH y el contenido de metales en la zona de estudio, puede ser debida al estrecho intervalo que presentan los valores de pH en las parcelas analizadas (7,5-8,5), como sugieren también algunos científicos, por ejemplo Kaasalainen y Yli-Halla (2003). No obstante,

los valores básicos de pH en los suelos analizados pueden estar favoreciendo la capacidad de retención de metales por el suelo.

Las correlaciones negativas del pH con el Cu y el Pb difieren de los resultados obtenidos por otros autores, como Aller y Deban (1989), que encuentran una relación positiva entre el pH y el contenido de algunos metales (Co y Cu). Las correlaciones negativas, obtenidas en las parcelas de Castellón, entre el pH y la concentración de Cu y Pb, quizás se producen por un efecto indirecto debido a la relación que se establece en las parcelas muestreadas entre el pH y el contenido de MO. Respecto al Cu, generalmente las mayores concentraciones se localizan en parcelas con elevados porcentajes de MO, localizadas en Turberas. Las parcelas de Turberas son las que presentan valores de pH menos básicos, con valores iguales o inferiores a 8. Por lo tanto, en esas parcelas se presentan elevadas concentraciones de Cu y, dentro del rango obtenido en las parcelas, valores bajos de pH.

Por otro lado, en el caso del Pb la relación con el pH no está tan clara. En los rangos de pH de las parcelas (7,5-8,5) puede que la relación negativa entre el pH y el Pb sea debida a la formación y disolución de complejos organo-metálicos. En este sentido, cuanto mayor es el pH en el rango entre 6,5 y 8 se promueve la formación y disolución de complejos organo-metálicos, incrementando la solubilidad del Pb (Adriano, 2001). Así, Sauve *et al.* (1998) describieron que en suelos contaminados en los que se ha añadido compost la mayor parte del Pb en la solución de los suelos está formando parte de complejos organo-metálicos y el incremento de pH por encima de 6,5 produce su disolución. Este proceso produce un incremento en la cantidad de Pb soluble y, en última instancia, se incrementa la transferencia del Pb desde el suelo a otros componentes del ecosistema (cultivos y/o agua subterránea).

El pH en KCl también se correlaciona negativamente con la concentración de metales "pseudo-totales". Sin embargo, a pesar de

presentar también un rango estrecho, el pH en KCl se correlaciona de manera negativa con un mayor número de metales, concretamente Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn, y la correlación es significativa al nivel de 0,01, excepto para el Mn. Esta relación puede ser debida a un efecto indirecto, ya que especialmente para el Co, Cr, Fe, Mn y Ni sus contenidos en las parcelas están condicionados negativamente por el porcentaje de carbonatos presente en el suelo (las causas se especifican al analizar las relaciones entre los carbonatos y los metales). Por otro lado, ya se ha comentado al estudiar las relaciones entre las características edáficas, la correlación positiva entre el pH en KCl y el porcentaje de carbonatos. Por lo tanto, estas dos relaciones hacen que el pH en KCl se correlacione negativamente con las concentraciones de Co, Cr, Fe, Mn y Ni en el suelo.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se correlaciona positivamente con el Pb, correlación significativa al 0,01, y con el Cu la correlación es significativa al 0,05 (Tabla 5.13). Estas relaciones indican que las parcelas con mayores concentraciones de sales, es decir mayor conductividad eléctrica, presentan los niveles más elevados de Cu y Pb. En otros estudios, como el realizado por Lucho-Constantino *et al.* (2005) en suelos agrícolas de México, que se riegan con aguas residuales, también se describe la relación positiva entre el Pb y la CE.

La relación entre el Cu y la CE quizás es debida a que la fertilización de los suelos con Cu introduce este metal formando parte de cloruros y/o sulfatos (Adriano, 2001), pudiendo producir un incremento de la concentración de sales, a la vez que se incorpora Cu en los suelos. Sin embargo, también puede ser debida a una relación indirecta entre los contenidos "pseudo-totales" de Cu en el suelo y la CE. Esta relación tiene lugar porque las concentraciones de Cu son

mayores en los suelos con elevados porcentajes de MO, que en Castellón se localizan en Turberas, y en estas parcelas de forma natural hay elevadas concentraciones de sales.

Respecto al Pb, la correlación positiva entre su concentración en el suelo y la CE también se produce por relaciones indirectas con la MO. Al analizar los datos de todas las parcelas no se ve claramente la relación, pero en la Tabla 5.13 se observa la correlación positiva del Pb "pseudo-total" con la MO. Además, el análisis de las relaciones entre las características edáficas mostraba una relación positiva entre la CE y la MO. Por lo tanto, de manera indirecta a través de la MO se relacionan positivamente la CE y la concentración de Pb en el suelo.

Por otro lado, la conductividad eléctrica, en la recta de regresión del Mn, se relaciona negativamente con este elemento y esta variable explica un 9% de la varianza encontrada (Tabla 5.14). Esta relación indica que cuanto mayor es la CE, menor es la concentración de Mn. Esto puede ser debido a que la solubilidad del Mn se incrementa cuanto mayor es la CE, como observaron Khattak y Jarrell (1988) en sus experimentos, lo que facilita que el Mn pase a otros componentes del ecosistema (cultivos o aguas subterráneas).

Carbonatos

Los resultados muestran una correlación negativa altamente significativa entre el contenido de carbonatos y la concentración de Co, Cr, Fe, Mn y Ni, mientras que las correlaciones no son significativas para los demás metales estudiados (Tabla 5.13). En las rectas de regresión, también se observa la relación negativa entre el contenido de carbonatos y la concentración de Co, Fe, Mn y Ni, y cuando se obvian los valores discordantes, del Cr, Co, Mn y Ni, ya que los carbonatos son una de las variables independientes que afectan negativamente al contenido de estos metales (Tabla 5.14).

La relación negativa para los metales que presentan mayoritariamente un origen litogénico en las parcelas (Co, Fe, Mn y Ni) indica que los suelos con mayores concentraciones de carbonatos presentan menores contenidos "pseudo-totales" de estos metales pesados. Esto puede ser debido a que al aumentar los carbonatos disminuirían los minerales que aportan estos metales. Respecto al Cr el coeficiente de correlación entre su concentración y los carbonatos pasa de -0,460 a ser de -0,500, siendo significativo al nivel de 0,01, al obviar la muestra MPC-68 que presenta una elevada concentración de Cr de origen antrópico. Por lo tanto, aunque no se observó el origen litogénico de este metal en las parcelas al analizar las relaciones entre los metales, las relaciones establecidas con las características edáficas parecen indicar que, excepto en la parcela MPC-68, para las demás mayoritariamente el origen de este metal es litogénico.

En suelos de Valencia, concretamente en la Plana de Requena-Utiel, que presentan un porcentaje de carbonatos de 0 a 67,2, donde no se observó ningún proceso de contaminación antrópica que modifique la concentración natural de Cr, Cu, Ni y Zn (Boluda *et al.*, 1988), también se establecieron relaciones negativas entre el contenido de carbonatos y la concentración de Cr, Cu, Ni y Zn por Boluda (1988). Concretamente, se observaron correlaciones negativas entre el contenido de Cr, Cu, Zn y los carbonatos y una recta de regresión para el Ni. La recta es muy similar a la obtenida a partir de los valores encontrados en las parcelas de Castellón. De hecho, aparecen las mismas variables independientes pero los coeficientes son distintos:

$$\text{Ni} = 30,199 + 0,325 \text{ Arcilla} - 0,171 \text{ CO}_3\text{Ca}; R^2 = 0,430$$

En otros lugares de España, con contenidos similares de carbonatos, independientemente del origen de los metales, se

encontraron resultados parecidos para distintos metales. Así, en suelos de Madrid, con un contenido de carbonatos de 3 a 47,2, Rodríguez y Cala (1987) establecieron mediante una recta de regresión la relación negativa entre los carbonatos y el contenido de Zn. En suelos de viñedos (La Rioja), con un contenido de carbonatos entre el 2 y el 54%, Marín *et al.* (2000) establecieron una correlación negativa entre el contenido de Pb, Mn y Zn y los carbonatos.

Por otro lado, no son significativas las relaciones con los metales de marcado origen antrópico, como son el Cd, Cu, Pb y Zn. Estos resultados no concuerdan con la importante capacidad de retención de metales por los carbonatos observada por diferentes autores. Así, Madrid y Díaz-Barrientos (1992) observaron una disminución en la adsorción de metales (Cu, Cd, Zn) cuando se eliminan los carbonatos del suelo; Sánchez-Camazano *et al.* (1998) establecieron una correlación positiva entre el Cd y el contenido de carbonatos del suelo; Moreno *et al.* (1992) muestran una relación positiva entre las concentraciones de Cu y Zn con los contenidos de carbonatos.

Materia orgánica

En las parcelas analizadas, únicamente, el Cu y el Pb están correlacionados positivamente con el porcentaje de materia orgánica (Tabla 5.13), y sólo aparece como variable independiente en la recta de regresión del Cu (Tabla 5.14). En múltiples trabajos se han descrito resultados similares a los encontrados en Castellón, en los que se relaciona la concentración de Cu y Pb con el contenido de materia orgánica del suelo. Así, la relación que se establece en las parcelas entre el Cu y la materia orgánica la han encontrado, al realizar una extracción secuencial, diversos autores como Sims (1986), Cala *et al.* (1997), Stalikas *et al.* (1999), Lacalle *et al.*, (2000) y Zheljzakov y Warman (2004b). En estas extracciones se

refleja la gran afinidad del Cu a unirse a compuestos orgánicos. Cruz Cañadas *et al.* (1986) destacaron que el contenido de materia orgánica influye en la facilidad del Cu para formar complejos con la materia orgánica, siendo esta facilidad mayor en los suelos con mayor contenido de materia orgánica. Concretamente, en un estudio realizado por Wu *et al.* (1999) se indica que el Cu tiene mayor afinidad por la materia orgánica asociada a la fracción de arcilla más gruesa.

La correlación positiva entre el Pb y la materia orgánica, en mayor o menor grado, también ha sido descrita en suelos de Madrid (Moreno *et al.*, 1992), en suelos calcáreos de Valladolid (Sánchez-Camazano *et al.*, 1998) y en suelos agrícolas de México (Lucho-Constantino *et al.*, 2005). Al igual que ocurre en los suelos de Madrid (Moreno *et al.*, 1992), en los suelos de Castellón esta interacción no se ve reflejada en las rectas de regresión obtenidas. Por otro lado, en algunos trabajos se encuentran relaciones entre el contenido de materia orgánica y otros metales. Así, Rodríguez y Cala (1987) también establecen la relación de la materia orgánica con el Cd y el Zn, y Boluda (1988) con el Cr y el Zn.

La capacidad de retención de metales en el suelo puede verse mermada si se produce un descenso del contenido de materia orgánica, ya que ésta puede ser en los suelos agrícolas la mayor fuente de capacidad de intercambio catiónico (McLean y Bledsoe, 1992). Por lo tanto, si se reduce el contenido de materia orgánica se reduciría la capacidad de adsorción de metales por el suelo, y entonces un aporte de metales haría que estuvieran más disponibles para los cultivos. Por otro lado, una parte de los metales forman complejos organo-metálicos, que a pH básicos están solubles y, por lo tanto, biodisponibles. De todas maneras, en principio un aporte de materia orgánica incrementa la capacidad de retener metales del suelo, pero ésta dependerá del tipo de materia orgánica aportada, y de si realmente se incorpora al suelo como compuestos húmicos o

como compuestos solubles. Estos últimos facilitarían la transferencia de metales pesados desde el suelo a otros compartimentos ambientales (p. ej. aguas subterráneas).

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

Todos los metales, excepto el Cd y el Zn, se correlacionan positiva, pero débilmente, con la capacidad de intercambio catiónico (Tabla 5.13). Sin embargo, las correlaciones establecidas entre la CIC y el contenido de metales no se ven reflejadas en las rectas de regresión (Tabla 5.14). De hecho, la CIC solamente aparece en la recta establecida para el Cr cuando no se tienen en cuenta las parcelas que presentan valores discordantes de Cr.

Las relaciones observadas en la zona de estudio entre la CIC y la concentración de los metales están de acuerdo con los resultados obtenidos por diversos autores en zonas agrícolas, aunque las correlaciones no sean significativas para todos los metales (Ma *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 1999). Estas relaciones indican que la capacidad de adsorción de metales por el suelo se incrementa al aumentar la capacidad de intercambio catiónico (Adriano, 2001), como es bien conocido.

Fracciones granulométricas

El contenido de arcilla en los suelos con cultivos hortícolas de Castellón se correlaciona positivamente con el contenido "pseudo-total" de Co, Cr, Fe, Mn y Ni (Tabla 5.13). Además, la arcilla aparece como variable independiente en las rectas de regresión del Co, Fe, Mn y Ni, y en las rectas del Co, Cr y Ni establecidas obviando los valores de estos metales que son estadísticamente discordantes (Tabla 5.14). En estas rectas el porcentaje de arcilla es la variable que explica la mayor parte de la varianza (Tabla 5.15).

Tabla 5.15.- Varianza explicada por las características y propiedades del suelo en los modelos de las rectas de regresión de las concentraciones "pseudo-totales" de los metales pesados.

Variabes	Metal	% Varianza representada	Variabes	Metal	% Varianza representada
CE	Mn	9	CIC	*Cr	4
	*Mn	11	MO	Cu	15
Carbonatos	Co	6	Arcilla	Co	48
	*Co	7		*Co	44
	*Cr	8		*Cr	38
	Fe	24		Fe	52
	Mn	6		Mn	14
	*Mn	16		Ni	53
	Ni	19		*Ni	47
	*Ni	22			

*Recta de regresión en la que no se han tenido en cuenta los discordantes.

El contenido de arcilla parece ser que se relaciona con la concentración de los metales de origen litogénico y no con los de origen antrópico. Esto puede ser debido a que los metales adicionados aparecen en formas solubles en mayor medida que los metales de origen litogénico (Martínez y Motto, 2000). Los resultados obtenidos para el Cr parecen mostrar claramente la relación de los metales litogénicos con la arcilla, ya que el coeficiente de correlación de este metal con la arcilla se incrementa a 0,622 al no considerar la parcela MPC-68. La elevada concentración de Cr de esta parcela es debida en gran medida a procesos de contaminación puntual, como se comentó en el apartado que valora las concentraciones de metales "pseudo-totales". Además, se obtiene una recta que relaciona la arcilla con el Cr cuando no se ha tenido en cuenta la parcela MPC-68 (Tabla 5.14).

La relación positiva entre el contenido de arcilla y la concentración de los metales es debida a la elevada afinidad de los metales por la arcilla y la materia orgánica. Esto hace que gran parte de los metales retenidos en los horizontes superficiales del suelo se encuentran asociados a la arcilla y la materia orgánica (Lee *et al.*, 1997). Por lo tanto, el hecho de que en las parcelas los contenidos de

Cu y Pb no se relacionen con la arcilla, puede ser debido a la mayor adsorción de estos metales por la materia orgánica, a través de la formación de complejos órgano-metálicos, como se ha indicado anteriormente.

Hay muchos trabajos científicos que establecen relaciones positivas entre el contenido de metales en el suelo y la concentración de arcilla, tanto de los metales que se relacionan significativamente en este trabajo como de los que no. Así, en suelos de Requena (Valencia) se establecieron correlaciones positivas entre el Co, Cr, Cu, Ni y Zn con la fracción arcilla y rectas de regresión en las que participan estos metales (Boluda, 1988). En suelos de cultivo de Lugo, con contenido similar de materia orgánica y arcilla, se establecen correlaciones entre los metales estudiados (Cu, Ni y Zn) y las fracciones finas del suelo (arcilla+limo) (Graña *et al.*, 1991). Por otro lado, en suelos de Florida, Chen *et al.* (1999), obtuvieron correlaciones positivas entre todos los elementos, a excepción del Ni, y la concentración de arcillas. En suelos de Méjico, Assadian *et al.* (1998) establecieron estas relaciones para diversos metales (Cd, Co, Pb, Ni, Cr y Zn). En suelos agrícolas de Noruega, más ácidos que los de Castellón, se establece una correlación positiva entre las distintas fracciones de Cd y Zn y el contenido de arcilla (Jeng y Singh, 1993). En suelos agrícolas y forestales de Dinamarca, Andersen *et al.* (2002) describieron la relación positiva para el Pb, Cu, Ni y Zn. En suelos no agrícolas de Canadá se establecen relaciones positivas para el Co, Cr, Cu y Ni (McKeague y Wolynetz, 1980).

El limo no se correlaciona con los metales, no influye ni positivamente ni negativamente en la retención de los metales por el suelo, mientras el porcentaje de arena se correlaciona negativamente con el contenido de los metales, excepto para el Cd, Cu, Pb y Zn (Tabla 5.13). Esta correlación también fue descrita por Assadian *et al.* (1998) para todos los metales. La correlación negativa del contenido de arena con las concentraciones de los metales litogénicos (Co, Cr,

Fe, Mn y Ni) es debida a que las arenas son materiales poco meteorizados y aportan menos metales que las otras fracciones granulométricas. De manera que en las parcelas que son más cuantiosas las arenas, son menores los metales que proceden mayoritariamente del material originario.

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales, considerando conjuntamente los metales pesados y las características edáficas, explica el 74% de la varianza encontrada en las muestras mediante cinco factores. Los resultados de los tres primeros factores se presentan en la Figura 5.25. En el primer factor, que explica el 27% de la varianza, se relacionan el Fe, Ni, Co y arcilla y, en menor medida, el Mn. Además, en este factor se observa la relación negativa de estos metales con la concentración de arena y los carbonatos. Estos resultados parecen indicar que los metales litogénicos (Fe, Ni y Co, y en menor medida el Mn), son elementos que están ligados mayoritariamente a la fracción arcilla y que su concentración es menor en presencia de elevadas concentraciones de carbonatos y/o arena. Estas relaciones ya se habían mostrado al analizar las correlaciones y las rectas de regresión. El segundo factor, que explica el 18% de la varianza, establece la relación positiva entre la materia orgánica y la CIC, en menor medida con la conductividad eléctrica y el Cu, y estas variables se relacionan negativamente con el pH en agua. Este factor agrupa a las variables que afectan en mayor medida a la dinámica del Cu, ya que este elemento está muy asociado a la materia orgánica. En las parcelas estudiadas, como ya se comentó al analizar las relaciones entre las características y propiedades edáficas, la materia orgánica se relaciona positivamente con la CIC y la CE y negativamente con el pH. El tercer factor, que explica el 12%, muestra la relación positiva entre el Cd, Pb y Zn. Este factor está

relacionando los metales que generalmente tienen en la zona de estudio un origen antrópico, aunque no aparece el Cu que también tiene un origen antropogénico. Por tanto, podemos considerar que es un "factor antropogénico".

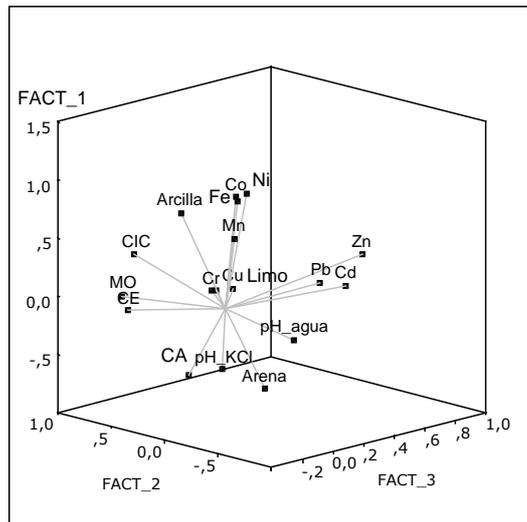


Figura 5.25.- Representación de las variables, características edáficas y las concentraciones "pseudo-totales" de metales pesados, frente a los tres primeros factores del análisis de componentes principales.

En la Tabla 5.16 se pueden observar las relaciones de los otros dos factores. En el cuarto factor, que explica el 10% de la varianza, se puede observar la relación inversa entre el limo y la arena. Esta relación tiene lugar por los mayores contenidos de limo y menores de arena en las parcelas de los sistemas de Turberas y Albuferas colmatadas y marjales. Las relaciones establecidas en el tercer y cuarto factor ya han sido comentadas en detalle. Concretamente, el factor 3 en el apartado en que se discute el origen de las relaciones entre metales "pseudo-totales", y el factor 4 en el apartado donde se analizan las relaciones entre las características edáficas. Por último, en el quinto factor, que explica el 8% de la varianza, únicamente, destaca el Cr, pareciendo evidenciar su origen mixto, como ya se ha comentado anteriormente.

Tabla 5.16.- Factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales para las características del suelo y el contenido de metales "pseudo-totales".

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
pH_agua	-0,077	-0,743	-0,074	0,130	-0,421
pH_KCl	-0,369	-0,325	-0,248	0,527	-0,251
CE	-0,128	0,686	-0,163	0,445	0,208
MO	-0,087	0,887	-0,055	0,097	-0,182
Carbonatos	-0,623	0,281	-0,048	0,314	-0,327
CIC	0,275	0,820	-0,024	0,262	-0,190
Arena	-0,642	-0,308	0,043	-0,621	0,084
Limo	0,060	0,238	0,102	0,817	0,037
Arcilla	0,833	0,177	-0,169	-0,005	-0,157
Cd	-0,026	-0,094	0,716	0,202	0,239
Co	0,903	0,062	0,107	0,057	0,069
Cr	0,156	0,045	-0,063	-0,048	0,761
Cu	-0,092	0,509	0,398	-0,034	0,107
Fe	0,952	-0,119	-0,006	-0,039	0,147
Mn	0,560	0,041	0,083	0,213	0,406
Ni	0,959	-0,050	0,100	-0,033	0,104
Pb	-0,006	0,041	0,642	-0,032	-0,356
Zn	0,142	0,035	0,911	-0,158	-0,053
% varianza	26,38	17,47	11,59	10,25	8,17

5.4. CONTENIDO DE METALES EXTRAÍBLES

En la Tabla 5.17 se presenta la concentración de metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0, en las parcelas de suelos hortícolas de Castellón. Los valores obtenidos para cada una de las parcelas muestreadas están detallados en las Figuras 5.26 a 5.34, que ilustran los resultados de cada uno de los metales, y numéricamente en la Tabla A.3 del Anexo II. El orden relativo de la concentración de los metales extraíbles analizados es:

Mn>Fe>>>Zn≈Pb>>Cu>>Ni>Co>Cd≈Cr

En la mayoría de parcelas, tras la extracción con EDTA 0,05M a pH=7,0, el metal mayoritario es el Mn, aunque en una cuarta parte de las parcelas es el Fe, en cuatro parcelas es el Pb y sólo en una parcela el metal mayoritario es el Zn.

Tabla 5.17.- Resumen de los contenidos de metales extraíbles (mg/kg) con EDTA 0,05M a pH=7, en suelos de huerta de Castellón.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X	0,110	0,235	0,082	5,9	30,6	38,6	0,501	12,6	13,2
ds	0,041	0,113	0,103	3,1	20,9	16,1	0,186	37,1	7,9
CV	38	48	125	53	68	42	37	294	60
Mín	0,032	0,065	0,029	0,8	5,8	12,1	0,198	1,5	1,7
Máx	0,255	0,653	0,825	16,2	93,2	89,2	1,015	252,7	42,1
Asim	0,690	1,038	6,106	1,027	1,216	0,685	0,523	5,63	1,105
%Ext/tot	37,76	3,12	0,26	15,60	0,22	10,06	2,77	18,47	16,64
ds	14,31	1,48	0,31	5,02	0,23	3,65	1,42	5,10	7,07

Donde **x** corresponde a la media aritmética, **ds** a la desviación estándar, **CV** al coeficiente de variación, **Mín** al valor mínimo, **Máx** al valor máximo, **Asim** a la asimetría de la población y **%Ext/tot** relación extraíbles respecto a totales.

Los metales analizados muestran importantes diferencias en el porcentaje que supone su contenido extraíble con EDTA respecto a su contenido "pseudo-total" (%Ext/tot) (Tabla 5.17). Así, el contenido de Co, Cr, Fe y Ni extraíble con EDTA respecto a su contenido "pseudo-total" es una fracción minoritaria, siendo el porcentaje para

estos cuatro metales inferior al 5%. Este porcentaje está en el rango habitual de la fracción de metal extraíble o biodisponible respecto a su contenido total en suelos no contaminados (inferior al 10%), como ha sido descrito por distintos autores (p. ej. Stalikas *et al.*, 1999; Adriano, 2001). Además, está indicando que el contenido de Co, Cr, Fe y Ni presente en las parcelas analizadas, mayoritariamente se encuentra en forma no disponible para las plantas. Esto quizás puede ser debido a que mayoritariamente estos metales en los suelos estudiados tienen un origen litogénico, como ya se ha comentado en varias ocasiones. Por otro lado, el Mn presenta un porcentaje medio de su concentración extraíble respecto al contenido "pseudo-total" (%Ext/tot) del 10%, mientras para el Cd, Cu, Pb y Zn el porcentaje es superior al 10%. El elevado porcentaje extraíble respecto al "pseudo-total" del Cd, Cu, Pb y Zn (>10%) indica una mayor disponibilidad para las plantas que la disponibilidad del Co, Cr, Fe y Ni, que son metales con menor porcentaje extraíble respecto a su contenido "pseudo-total". Esta mayor disponibilidad quizás se debe en gran medida al origen antrópico de estos metales (Cd, Cu, Pb y Zn) en las parcelas, ya que los metales de origen antrópico suelen estar potencialmente más biodisponibles (Adriano, 2001). De hecho, en un estudio realizado por Pinamonti *et al.* (1997), en ámbito también mediterráneo (en Italia concretamente), se muestra un mayor porcentaje de la relación entre la fracción extraíble con EDTA respecto al contenido total de los metales en las parcelas en las que se adicionó compost respecto a las parcelas control.

En las parcelas de Castellón, el orden relativo de la relación entre la fracción de metal extraíble y el contenido "pseudo-total" es:

$$\text{Cd} > > > \text{Pb} \geq \text{Zn} \approx \text{Cu} > > \text{Mn} > > > \text{Co} > \text{Ni} > > \text{Cr} \approx \text{Fe}.$$

Esta secuencia puede utilizarse como un estimador de la movilidad comparada de los metales estudiados (Andreu y Gimeno,

1999). La progresión muestra que los elementos más tóxicos para los humanos (Cd y Pb) también suelen ser los más móviles. La secuencia encontrada en los suelos hortícolas de Castellón es similar a la encontrada por Andreu y Gimeno (1996) en suelos agrícolas en Valencia, que concretamente es Cd>Pb>>Zn≈Cu>>Ni>Co para suelos cultivados con naranjos u hortalizas y Cd>Pb>>Cu>Zn>>Co>Ni para suelos cultivados con naranjos. Estos autores también analizaron la secuencia en arrozales, en La Albufera (Valencia), donde el orden de la progresión fue Cu>Cd>Pb>>Zn>Ni>Co (Andreu y Gimeno, 1999). En las cuatro secuencias los metales más móviles eran Cd, Pb, Cu y Zn, siendo la posición del Cu en la progresión la diferencia más importante entre los arrozales y las otras tres secuencias.

Por otro lado, aunque la secuencia entre las distintas áreas es similar, los metales están potencialmente más móviles en los suelos hortícolas de Castellón y en los agrícolas de Valencia (Andreu y Gimeno, 1996) que en los suelos de arrozales de La Albufera (Valencia), ya que las relaciones entre las fracciones extraíbles y totales generalmente son menores en los arrozales. Concretamente, las relaciones entre la fracción extraíble con EDTA y el contenido total en los suelos de arrozales son del 16,0% para el Cd, 0,9% para el Co, 19,1% para el Cu, 2,5% para el Ni, 11,4% para el Pb y 7,9% para el Zn (Andreu y Gimeno, 1996).

Los contenidos de metales extraíbles en suelos de huerta de Castellón, extraídos con EDTA 0,05M a pH=7, muestran valores medios (Tabla 5.17) que generalmente están en los rangos observados en diferentes zonas de cultivo (Tabla 5.18). La valoración estricta de los resultados se debería realizar con valores obtenidos utilizando el método de este trabajo, ya que pequeñas variaciones en el método de extracción (p. ej. diferencias en el extractante, tiempo o modo de extracción, etc) pueden variar los resultados obtenidos. No obstante, la escasez de trabajos que utilizan exactamente el mismo

método ha hecho que en la discusión de los resultados también se valoren trabajos que utilizan métodos similares. Así, en la Tabla 5.18 se presentan concentraciones medias o rangos de metales extraídos con EDTA o con un extractante relativamente comparable, como es el DTPA. Además, se realiza una breve descripción de las características edáficas que más influyen en el comportamiento de los metales pesados en los suelos, comparando las de los diferentes trabajos en relación con los suelos bajo cultivos hortícolas de Castellón.

Tabla 5.18.- Contenido de metales extraíbles (mg/kg) en suelos agrícolas.

	Castellón	Andreu y Gimeno (1996) ¹	Haynes (1997) ¹	Lavado <i>et al.</i> (1999) ²	McGrath (1996) ¹	Pinamonti <i>et al.</i> (1997) ¹	Pomares <i>et al.</i> (2000) ²	Soon y Abboud (1990) ¹	Stalikas <i>et al.</i> (1999) ¹	Virgili <i>et al.</i> (2001) ²
Cd	0,110	0,15/0,10	--	--	0,52	0,15	--	--	--	0,111
Co	0,235	0,15/0,27	--	0,1-0,3	--	--	--	--	4,1	--
Cr	0,082	--	--	--	0,27	0,12	--	--	1,10	--
Cu	5,9	2,34/4,17	1,81	1,26-1,55	5,42	20,8	3,1/2,7	0,9	7,0	19,75
Fe	30,6	--	--	60,23-79,56	--	--	7,5/8,5	--	290	--
Mn	38,6	--	32	9,25-10,81	--	--	6,8/6,5	69,8	109	27,8
Ni	0,501	0,60/0,48	--	0,5-0,7	1,98	0,91	--	2,1	9,1	--
Pb	12,7	8,50/11,79	--	0,65-0,95	7,60	13,4	--	1,6	3,4	--
Zn	13,2	7,96/9,22	1,3	1,0-2,0	5,36	21,5	5,2/5,0	7,1	2,0	10,9

¹ Extracción con EDTA; ² Extracción con DTPA

Andreu y Gimeno (1996) Valencia, suelos cultivados con vegetales y/o naranjos, los contenidos de metales totales son para el Cd 0,60 y 0,29 mg/kg, Co 6,82 y 5,73 mg/kg, Cu 26,32 y 20,87 mg/kg, Ni 16,11 y 15,06 mg/kg, Pb 46,95 y 34,79 mg/kg, 80,47 y Zn 71,05 mg/kg; **Haynes (1997)** Canterbury (Nueva Zelanda), 44 suelos cultivados con trigo, pH 5,6-6,5, Carbono orgánico 2,0-4,1%, CIC 136-239 mmol/kg; **Lavado *et al.* (1999)** La Pampa (Argentina), parcelas experimentales agrícolas, suelos ácidos (5,10-6,28) y con menor contenido de MO (2,53-3,87%), se realizó una comparación de sistemas de laboreo, se cultivó trigo, soja y maíz; **McGrath (1996)** Irlanda, 14 suelos agrícolas, los contenidos de metales totales son para el Cd 0,68 mg/kg, Cr 47,3 mg/kg, Cu 19,9 mg/kg, Ni 25,5 mg/kg, Pb 24,1 mg/kg, Zn 78,2 mg/kg, no indica las características edáficas de los suelos; **Pinamonti *et al.* (1997)** Italia, suelos agrícolas en los que se cultivan manzanos, los suelos presentan un menor porcentaje de arcilla (12,5%, 2,0-26,5%) y de MO (2,60%, 1,18-4,35%), además son, ligeramente, menos carbonatados (25,1%, 7,8-52,0%), menos básicos (7,71, 7,13-8,19) y con menor CIC (15,1 cmol_c(+)/kg, 5,6-26,0 cmol_c(+)/kg); **Pomares *et al.* (2000)** Valencia, suelos agrícolas cultivados con cítricos, no describen las características edáficas, se realiza una comparación de agricultura ecológica y agricultura convencional, los contenidos de metales totales son para el Cr 31 y 33 mg/kg, el Cu 38 y 31 mg/kg, el Fe 23.796 y 25.930 mg/kg, el Mn 239 y 261 mg/kg, Ni 11 y 12 mg/kg, Pb 21 y 22 mg/kg, Zn 53 y 59 mg/kg; **Soon y Abboud (1990)** Canadá, suelos agrícolas, son más ácidos (6,1) con menos MO (CO 29,3 g/kg) y parecido porcentaje de arcilla (21%), y respecto al contenido de metales totales: Cd 0,3 mg/kg, Cr 72 mg/kg, Cu 22,1 mg/kg, Mn 628 mg/kg, Ni 20 mg/kg, Pb 13,4 mg/kg, Zn 94 mg/kg; **Stalikas *et al.* (1999)** Grecia, suelos agrícolas, son próximos a la neutralidad (7,30), similar CIC (21,7 meq/100g), menos MO (1,88%), Carbonatos (2,37%) y arcilla (10,22%), respecto al contenido de metales totales: Cd 0,35 mg/kg, Co 16,8 mg/kg, Cr 111 mg/kg, Cu 29,2 mg/kg, Fe 31.510 mg/kg, Mn 692 mg/kg, Ni 126 mg/kg, Pb 11,2 mg/kg, Zn 64,5 mg/kg, se riegan con agua de un lago contaminado con metales; **Virgili *et al.* (2001)** Maresme (Cataluña), suelos con cultivos hortícolas, son suelos sobre granitos con un pH próximo a la neutralidad (7.1).

Cadmio

En las parcelas analizadas, el contenido medio de Cd extraíble con EDTA es de 0,110 mg/kg, que representa el 37,8% del contenido de Cd "pseudo-total" en el suelo, y el 97% de las parcelas tienen una concentración inferior a 0,200 mg/kg (Figura 5.26).

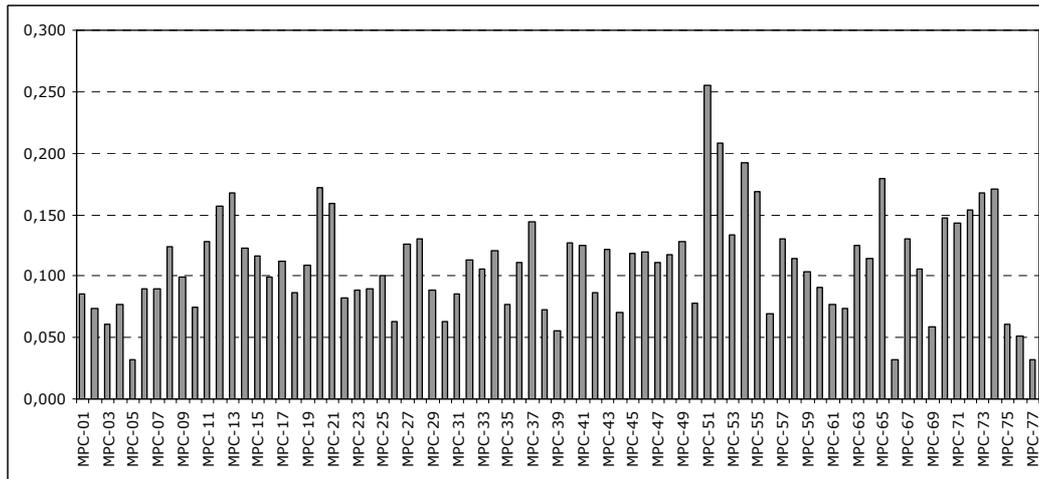


Figura 5.26.- Contenido de Cd extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Estos valores son muy parecidos a los encontrados por diversos autores en suelos agrícolas en ambientes similares (Tabla 5.18), como por ejemplo en suelos cultivados con naranjos y hortalizas de Valencia (Andreu y Gimeno, 1996), en suelos cultivados con manzanos en Italia (Pinamonti *et al.*, 1997) o suelos hortícolas del Maresme (Cataluña) (Virgili *et al.*, 2001). Por otro lado, en ambientes más ácidos, los valores obtenidos por McGrath (1996) en suelos de Irlanda son mayores. Sin embargo, en suelos ácidos otros autores como McLaughlin *et al.* (1999a), en suelos cultivados con patatas en Australia, y Gray *et al.* (1999), en parcelas en las que durante cuarenta años se ha adicionado fertilizante, describen contenidos parecidos a los obtenidos en Castellón. Así, los valores son en el primero, una concentración media de 0,126 mg/kg y un rango entre 0,020 y 0,406 mg/kg, mientras en el segundo el rango es entre 0,130

y 0,236 mg/kg. Por lo tanto, el Cd extraído con EDTA en estos suelos parece indicar la mayor potencialidad de ser transferido este metal a otras partes del ecosistema que la propia de las parcelas hortícolas de Castellón.

La proporción media de Cd extraíble con EDTA respecto al Cd "pseudo-total" es del 37,8%. Este valor es similar al encontrado por Andreu y Gimeno (1996) en suelos cultivados con naranjos en Valencia (34,5%). Generalmente, en los suelos hortícolas de Castellón, el Cd extraíble representa entre el 6% y el 50% del Cd "pseudo-total", aunque el rango comprende porcentajes incluso desde el 6% hasta el 100%. La única parcela para la que se extrae con EDTA todo su contenido "pseudo-total" es la MPC-58, que además presenta la mayor concentración de sales. Esto quizás es debido a las sales presentes (p. ej. cloruros, sulfatos) que actúan de ligando del Cd en el suelo. Además, cuando la concentración de sales es elevada se forman complejos, que no están fuertemente adsorbidos, y por tanto son fácilmente extraíbles con EDTA (Adriano, 2001).

Un análisis espacial de las concentraciones extraíbles en la provincia de Castellón parece indicar diferencias, significativas estadísticamente ($P < 0,05$), entre la zona litoral y el interior. Las concentraciones en el litoral, que corresponden a 56 parcelas, presentan todo el rango de valores de la provincia, desde 0,032 a 0,255 mg/kg, y una media similar al conjunto (0,119 mg/kg). Sin embargo, el contenido extraíble en las parcelas de las comarcas de interior, que corresponden a 21 parcelas, es inferior a 0,100 mg/kg y la media es de 0,085 mg/kg, excepto en la comarca del Alcalatén donde los valores son mayores.

La mayor acumulación de Cd extraíble en las zonas litorales puede ser debida a las prácticas agrícolas. En las zonas litorales, como se comentó en el área de estudio, el cultivo es más intensivo y por tanto hay un mayor empleo de fertilizantes. Este factor y el tipo de fertilizante quizás son más importantes en el incremento de Cd en

el suelo que el tiempo de utilización de fertilizantes, como consideran Jinadasa *et al.* (1997) en un estudio realizado en suelos hortícolas de Australia. Además, el Cd de origen antrópico es más móvil que el natural (Kabata-Pendias, 1995; Taylor, 1997). Por lo tanto, el mayor contenido de Cd extraíble se encuentra allí donde ha habido mayores aportes antrópicos, como es la zona litoral de Castellón.

Por otro lado, el mayor contenido de Cd en la comarca de L'Alcalaten puede ser debido al desarrollo industrial, siendo especialmente importante la presencia de industrias azulejeras. De hecho, estas industrias están incluidas en el listado de actividades potencialmente contaminantes del suelo en el RD 9/2005 (BOE, 2005) y en ellas se utilizan los óxidos de Cd para la fabricación de colorantes (Escrig y Morell, 1996). Sin embargo, la concentración media de Cd obtenida en las parcelas de la comarca de L'Alcalaten es mayor que las descritas en otras áreas donde también es importante la presencia de industrias azulejeras. Así, las concentraciones extraídas con DTPA (entre 0,01 y 0,03 mg/kg) cerca de industrias cerámicas en Bangladesh por Abul-Kashem y Ram Singh (1999) son mucho menores a las encontradas en L'Alcalaten (0,074 a 0,124 mg/kg). La diferencia entre las dos zonas puede ser debida a la diferente eficacia de extracción entre los dos extractantes empleados (EDTA en Castellón y DTPA en Bangladesh), o los menores pHs de los suelos de Bangladesh o, incluso, a diferencias en los procesos de fabricación.

Cobalto

El Co extraíble con EDTA 0,05M (pH=7,0) presenta un valor medio de 0,235 mg/kg, que representa el 3,12% del contenido "pseudo-total" en las parcelas muestreadas. El contenido de Co extraído con EDTA es mayor a 0,400 mg/kg en cinco parcelas, que son las parcelas MPC-03 (0,492), MPC-24 (0,500), MPC-25 (0,625), MPC-60 (0,470) y MPC-66 (0,403) (Figura 5.27).

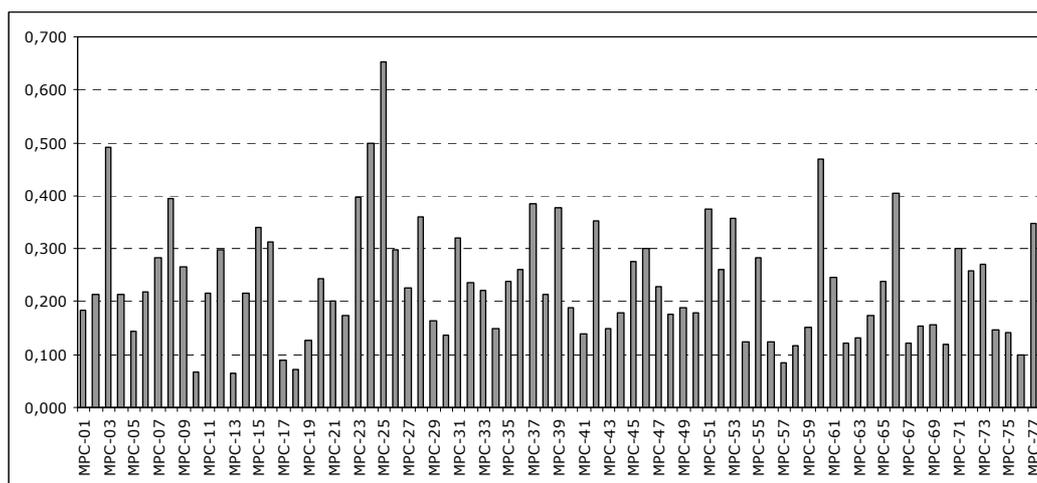


Figura 5.27.- Contenido de Co extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Los resultados obtenidos en Castellón se encuentran dentro del rango observado en otros estudios realizados en suelos agrícolas de la Comunidad Valenciana. Así, las concentraciones medias de Co en suelos con hortalizas y/o naranjos (Andreu y Gimeno, 1996) y suelos de arrozales (Gimeno *et al.*, 1995) son 0,15 mg/kg, 0,27 mg/kg y 0,14 mg/kg, respectivamente (Tabla 5.18). También en parcelas con diferentes prácticas agrícolas en La Pampa, Argentina (Lavado *et al.*, 1999) las muestras presentan concentraciones similares y ninguna supera los 0,400 mg/kg. Por otro lado, el contenido de Co extraíble es mucho mayor en muestras de suelos agrícolas de Grecia regadas con aguas contaminadas (Stalikas *et al.*, 1999), probablemente debido al aporte de Co de las aguas de riego.

El Co extraído con EDTA representa una pequeña porción de la concentración de Co "pseudo-total" en todas las parcelas. Así, el Co extraíble representa menos del 5% del Co "pseudo-total" en el 87% de las parcelas y solamente 5 parcelas presentan proporciones de Co extraíble mayores del 5,5% respecto al contenido "pseudo-total". Estas parcelas son MPC-08 (8,3% del total), MPC-25 (7,1% del total), MPC-39 (6,1% del total), MPC-24 (5,7% del total) y MPC-77 (5,9% del total). Como se puede ver, en ningún caso superan el 10% del Co

extraíble respecto al "pseudo-total". Una proporción similar de Co extraíble con EDTA respecto al Co "pseudo-total" fue descrita por Andreu y Gimeno (1996) en suelos agrícolas, concretamente era del 4,7% en suelos cultivados con naranjos y del 2,2% en suelos cultivados con hortalizas o naranjos.

Cromo

El Cr extraíble presenta un valor medio de 0,082 mg/kg, que supone el 0,26% de su contenido "pseudo-total", y solamente dos parcelas presentan valores superiores a 0,150 mg/kg (Figura 5.28). Estas dos parcelas, que son la MPC-17 (0,517 mg/kg) y la MPC-68 (0,825 mg/kg), se sitúan en el municipio de Almenara. La elevada concentración de Cr extraíble en la parcela MPC-68 en comparación con las demás parcelas analizadas es debida a su elevado contenido de Cr "pseudo-total" (204,4 mg/kg). Por otro lado, la elevada concentración de Cr extraíble con EDTA en la muestra MPC-17, a pesar de que el contenido "pseudo-total" de esta muestra es de los más bajos (18,6 mg/kg), parece debida al elevado porcentaje de la fracción arena (93%) que hace que la mayor parte de Cr presente en el suelo esté obviamente en forma extraíble.

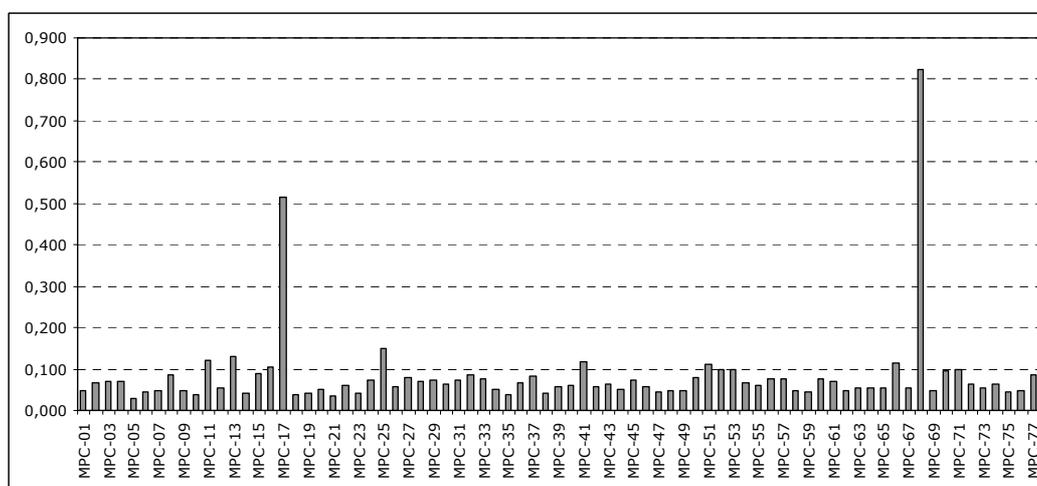


Figura 5.28.- Contenido de Cr extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

En las muestras analizadas en otras zonas de cultivo, la concentración encontrada es mayor que la media de Castellón (Tabla 5.18). En los suelos de manzanos de Italia (Pinamonti *et al.*, 1997), que presentan un pH similar a las parcelas de Castellón pero tienen un porcentaje inferior de MO y arcilla y ligeramente menos contenido de carbonatos y menor CIC, el valor medio es ligeramente superior al encontrado en las parcelas hortícolas de Castellón. Los contenidos de Cr extraíble con EDTA son mucho mayores en suelos de Irlanda (McGrath, 1996), que son más ácidos, y de Grecia (Stalikas *et al.*, 1999), con menor concentración de MO y arcilla. No obstante, la mayor concentración del Cr extraíble en ambos estudios puede ser debida a los elevados contenidos de Cr "pseudo-total" presentes en los suelos estudiados en Irlanda y Grecia.

El Cr extraído con EDTA en las muestras de suelos hortícolas de Castellón representa menos del 1% de la concentración de Cr "pseudo-total". Estos bajos porcentajes de Cr extraíble con EDTA respecto al Cr "pseudo-total", también los han encontrado otros autores, como por ejemplo Stalikas *et al.* (1999). De hecho, con los extractantes habituales, entre los que está el EDTA, se extrae un pequeño porcentaje del Cr total del suelo según Adriano (2001). De todas las muestras, la única con una proporción superior de Cr extraíble es la muestra MPC-17. En esta muestra el Cr extraíble representa casi el 3% del Cr "pseudo-total", debido a que la textura del suelo (93% de arena) está favoreciendo que un mayor porcentaje de metal esté potencialmente disponible.

Cobre

La biodisponibilidad de Cu para las plantas ha sido correlacionada positivamente con el Cu extraíble con EDTA, DTPA o HCl (Knezek y Ellis, 1980, citado en Haynes, 1997). El Cu extraíble en las parcelas de Castellón presenta un contenido medio de 5,9 mg/kg,

que supone el 15,60% de su contenido "pseudo-total", y el rango está comprendido entre 0,83 y 16,2 mg/kg. Han sido definidos como valores críticos de Cu para el desarrollo vegetal contenidos entre 0,30 y 0,60 ppm de Cu extraído con EDTA o DTPA (Adriano, 2001). Sin embargo, diversos autores citados por Haynes (1997) consideran que el nivel crítico de Cu extraíble con EDTA para las plantas es 1 µg/g. Las parcelas de Castellón presentan contenidos superiores al nivel crítico siguiendo el criterio establecido por el primer autor, mientras una muestra (MPC-05) presenta una concentración menor al nivel crítico expuesto por el segundo autor. Esto se puede observar en la Figura 5.29, donde se presentan los contenidos de Cu extraíble con EDTA para cada una de las parcelas de Castellón.

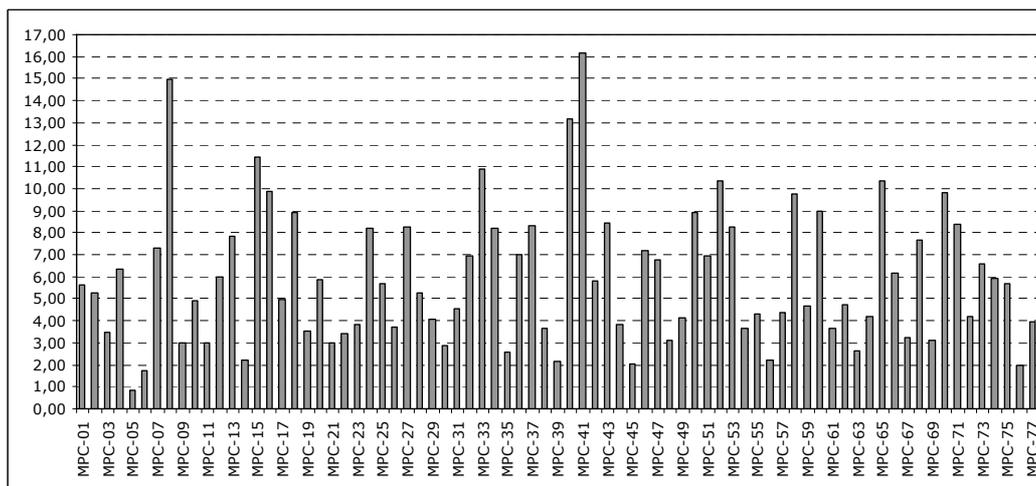


Figura 5.29.- Contenido de Cu extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Por otro lado, en un trabajo realizado en Inglaterra y Gales, expuesto por Macnicol y Beckett (1985), los autores consideran que el rango entre 0,5 y 5 mg/kg de Cu extraído con EDTA es normal y se considera tóxico entre 50 y 100 mg/kg. Teniendo en cuenta este criterio, el 52% de las parcelas presentan valores superiores al rango considerado normal, es decir mayores de 5,0 mg/kg, pero ninguna parcela alcanza el rango considerado como tóxico por estos autores (Figura 5.29). Por lo tanto, los resultados expuestos confirman la

adecuada concentración de Cu, ya comentada en la discusión de los resultados del contenido "pseudo-total" de Cu, al no presentar las parcelas problemas por deficiencia ni exceso de Cu, si bien partiendo de criterios establecidos para otras áreas con diferencias ambientales y también edáficas.

La concentración media de Cu extraído con EDTA en suelos hortícolas de Castellón está comprendida en el rango de concentraciones de otras zonas agrícolas (Tabla 5.18). Sin embargo, hay que destacar que los valores medios son inferiores en los suelos de otras zonas de la Comunidad Valenciana, tanto en suelos que presentan similares concentraciones de Cu "pseudo-total" (Pomares *et al.*, 2000) como en suelos con menor concentración de Cu "pseudo-total" (Andreu y Gimeno, 1996). Por otro lado, en otros ámbitos de estudio la concentración de Cu extraíble presenta un rango amplio, desde 0,9 mg/kg en suelos agrícolas de Canadá (Soon y Abboud, 1990) a 20,8 mg/kg en suelos con manzanos de Italia (Pinamonti *et al.*, 1997), debido fundamentalmente a la diversidad de las condiciones ambientales y edáficas.

Los resultados muestran que el EDTA extrae entre el 5 y el 30% del Cu "pseudo-total" presente en las parcelas. El porcentaje medio de Cu extraído con EDTA respecto al contenido total es del 15,6%. Este valor está comprendido entre los valores medios obtenidos por Andreu y Gimeno (1996) para suelos agrícolas de Valencia, concretamente es del 8,89% en suelos cultivados con hortalizas o naranjos, y es del 19,98% en suelos cultivados con naranjos.

Hierro

El contenido medio de Fe extraíble con EDTA es de 31 mg/kg, que supone el 0,22% del contenido "pseudo-total", siendo el rango entre 5,8 y 93,2 mg/kg. En la Figura 5.30 se presentan los valores para cada una de las parcelas analizadas. El Fe es un micronutriente,

por lo que para el crecimiento adecuado de los cultivos es necesario que haya una concentración mínima. El nivel crítico de deficiencia de Fe se define en función del extractante utilizado. Así, Viets y Lindsay (1973), citado en Pomares *et al.* (2000), definen el nivel crítico de deficiencia de Fe para los contenidos inferiores a 2,5 mg/kg cuando el extractante utilizado es el DTPA. Sin embargo, el extractante utilizado en las parcelas de Castellón es el EDTA, por lo tanto la concentración crítica no sería exactamente la misma y no se puede valorar la existencia de deficiencia de Fe en las parcelas analizadas.

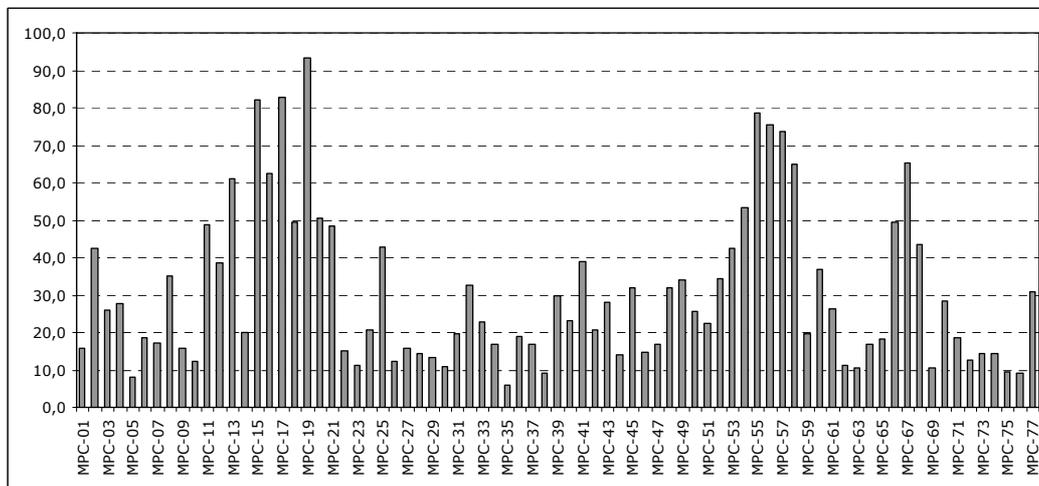


Figura 5.30.- Contenido de Fe extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

En general, los valores encontrados en Castellón están dentro del rango de concentraciones obtenidas en otros suelos agrícolas (Tabla 5.18). No obstante, Pomares *et al.* (2000) encontraron contenidos de Fe extraíble mucho menores en suelos cultivados con cítricos en Valencia, a pesar de tener concentraciones similares de Fe "pseudo-total". Esto puede ser debido a que se han utilizado extractantes diferentes (EDTA en Castellón y DTPA en Valencia). Por otro lado, en otras condiciones ambientales, como pueden ser suelos de La Pampa (Lavado *et al.*, 1999) o de Grecia (Stalikas *et al.*, 1999), se han descrito concentraciones mucho mayores de Fe extraíble. Las mayores concentraciones de Fe extraíble en estos ambientes

probablemente son debidas a que los suelos presentan contenidos de Fe "pseudo-total" mucho mayores, siendo incluso tres o cuatro veces más elevadas que las concentraciones medias de las parcelas de Castellón.

En las parcelas hortícolas de Castellón, la fracción extraíble de Fe con EDTA respecto al contenido "pseudo-total" representa menos del 1%. Este escaso porcentaje puede ser debido a que una parte importante del Fe forma parte de los silicatos, siendo difícilmente extraído con EDTA. Por lo tanto, aunque el Fe es el metal que presenta mayor concentración extraída con EDTA, ésta corresponde a un escaso porcentaje respecto a su contenido "pseudo-total". El mismo porcentaje lo encontraron Stalikas *et al.* (1999), en suelos agrícolas de Grecia. De todas las parcelas de Castellón solamente en dos (MPC-58 y MPC-18), que corresponden a las parcelas con menor contenido de Fe "pseudo-total" y mayor contenido de carbonatos (superior al 60%), la fracción extraíble representa algo más del 1% del contenido total. Esto quizás es debido a que mediante la extracción con EDTA se ha extraído, como indican algunos autores (p. ej. Quevauviller *et al.*, 1996a o Sahuquillo *et al.*, 2003), los metales asociados a la materia orgánica y los carbonatos.

Manganeso

El contenido de Mn extraíble con EDTA proporciona una buena estimación de la disponibilidad de Mn para las plantas (Soon y Abboud, 1990). Al ser el Mn un micronutriente, la concentración de Mn extraído con EDTA sirve para valorar la posible deficiencia de Mn de los cultivos. En las parcelas analizadas el contenido medio de Mn extraíble con EDTA 0,05M (pH=7,0) es de 38,6 mg/kg, que supone el 10% de su contenido "pseudo-total", y todas las parcelas presentan valores superiores a 10 mg/kg (Figura 5.31). Los valores críticos para los extractantes más comunes (Melich, DTPA, HCl, H₃PO₄) varían, en

función del compuesto y del pH, desde 1 a 20 mg/kg, siendo los valores mayores (entre 10 y 20) descritos para el H_3PO_4 (Adriano, 2001). Por lo tanto, las concentraciones superiores a 10 mg/kg en las parcelas hortícolas de Castellón (Figura 5.31) parecen indicar que los contenidos de Mn extraíble en las parcelas están por encima de los niveles críticos de deficiencia de Mn.

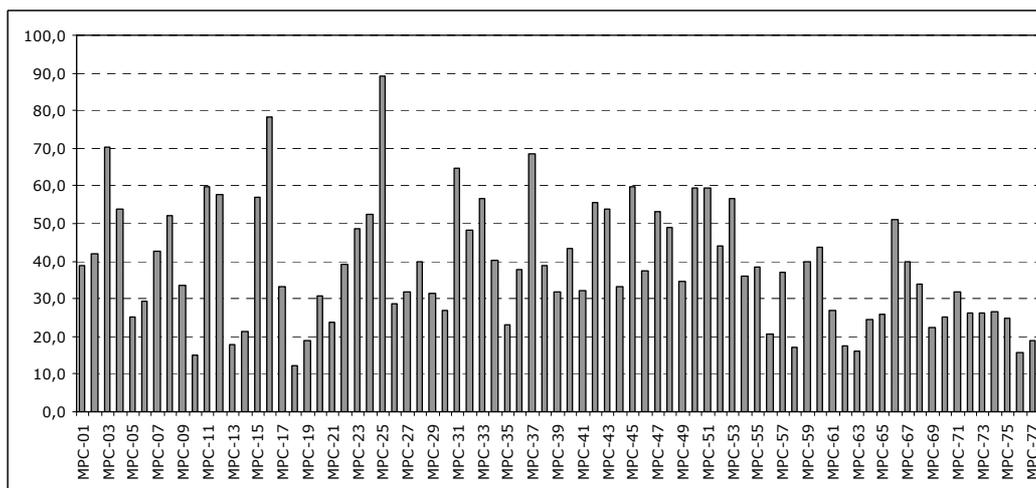


Figura 5.31.- Contenido de Mn extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

Por otro lado, la concentración media de Castellón está dentro del rango de valores de otras zonas agrícolas (Tabla 5.18). Las concentraciones más bajas son las obtenidas por Pomares *et al.* (2000) en Valencia y Lavado *et al.* (1999) en Argentina, a pesar de presentar elevados contenidos de Mn "pseudo-total". Esto quizás sea debido a las diferencias en las condiciones ambientales (que indudablemente influyen en las características edáficas) o al extractante utilizado, ya que estos autores utilizaron el DTPA. Sin embargo, Virgili *et al.* (2001) utilizando DTPA en suelos hortícolas del Maresme (Cataluña) obtuvieron una concentración similar a la de Castellón. Por otro lado, las concentraciones más elevadas han sido descritas en suelos que presentan elevados contenidos de Mn "pseudo-total" y presentan valores menores de pH, como en suelos

agrícolas de Canadá (Soon y Abboud, 1999) o de Grecia (Stalikas *et al.*, 1999).

En las parcelas hortícolas de Castellón, la fracción extraíble con EDTA representa entre el 5 y el 25% del Mn "pseudo-total". No obstante, en la mayoría de parcelas el Mn extraíble no supone más del 15% de su contenido "pseudo-total", concretamente se supera en el 4% de las parcelas.

Níquel

El valor medio de Ni extraíble con EDTA 0,05M (pH=7,0) es de 0,50 mg/kg, que supone el 2,77% de su contenido "pseudo-total", y el rango de valores está entre 0,20 mg/kg y 1,02 mg/kg, no superándose en la mayoría de parcelas los 0,80 mg/kg (Figura 5.32). La concentración extraíble de Ni en otros suelos agrícolas de la Comunidad Valenciana presenta valores similares (Tabla 5.18). Así, la concentración media descrita por Andreu y Gimeno (1996) en suelos agrícolas de Valencia es de 0,60 mg/kg en suelos cultivados con hortalizas o naranjos, y 0,48 mg/kg en suelos cultivados con naranjos. Por otro lado, en otros ámbitos de estudio los valores son superiores al contenido medio encontrado en Castellón, excepto en los suelos estudiados en Argentina por Lavado *et al.* (1999). Las concentraciones mayores puede que se deban a los mayores contenidos de Ni total, por ejemplo en el caso de los suelos de Grecia regados con aguas contaminadas que aportan Ni al suelo (Stalikas *et al.*, 1999), o a diferencias en las características edáficas principalmente ser suelos más ácidos, por ejemplo en Canadá (Soon y Abboud, 1990).

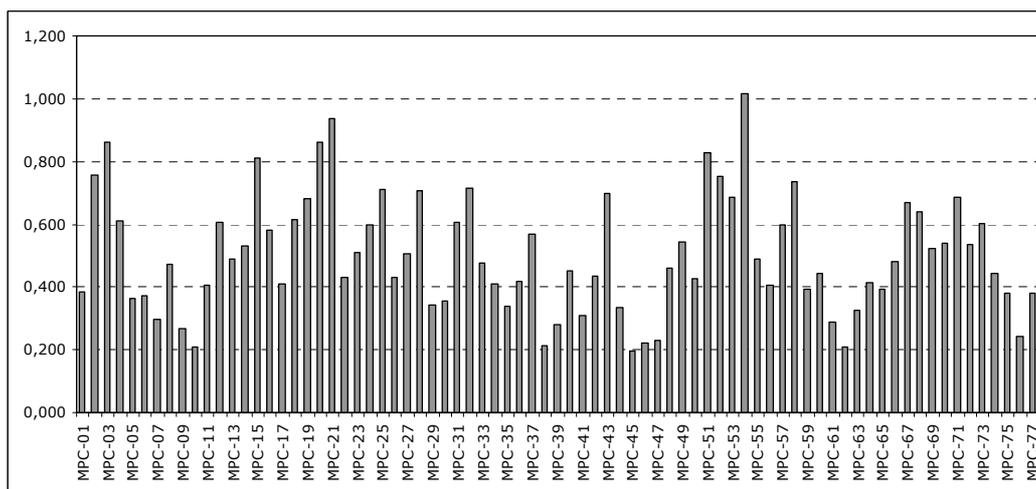


Figura 5.32.- Contenido de Ni extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

El valor medio de la fracción de Ni extraíble con EDTA respecto al contenido "pseudo-total" es del 2,77%. Este valor es similar a los descritos por Andreu y Gimeno (1996), que son del 3,7% en suelos cultivados con hortalizas o naranjos, y el 3,2% en suelos cultivados con naranjos en Valencia. En Castellón, las parcelas presentan entre el 1 y el 5% de contenido extraíble con EDTA respecto al "pseudo-total". Porcentajes mayores solamente se encuentran en las parcelas MPC-17 (representa el 5,6% del contenido total), MPC-18 (el 7,6% del total), MPC-19 (el 6,0% del total) y MPC-58 (el 10% del total). Estas parcelas tienen elevados porcentajes de materia orgánica y las menores concentraciones de Ni "pseudo-total". Además, las parcelas MPC-17, MPC-18 y MPC-19 presentan bajos porcentajes de la fracción arcilla, mientras la parcela MPC-58 presenta la mayor concentración de sales. El conjunto de estas características edáficas pueden estar haciendo que sea más elevado el porcentaje de la fracción extraíble con EDTA respecto al contenido "pseudo-total".

Plomo

El valor medio de Pb extraíble con EDTA es de 12,64 mg/kg, que supone el 18,47% de su contenido "pseudo-total", aunque el 86%

de las parcelas presentan valores inferiores a 10 mg/kg (Figura 5.33). La elevada concentración media es consecuencia de la gran concentración de Pb extraíble presente en cinco parcelas MPC-09 (205,8 mg/kg), MPC-10 (42,5 mg/kg), MPC-47 (19,1 mg/kg), MPC-62 (76,2 mg/kg) y MPC-63 (252,7 mg/kg). Estas parcelas corresponden a aquéllas que presentan mayores contenidos de Pb "pseudo-total" y pertenecen al municipio de L'Alcora, donde hay una importante implantación de la industria cerámica. Estas industrias están incluidas en el listado de actividades potencialmente contaminantes del suelo en el Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005), siendo uno de los contaminantes de esta actividad el Pb. Este elemento que se utiliza en la industria cerámica como fundente en la fabricación de esmaltes cerámicos en forma de silicatos, carbonatos y óxidos de Pb (Escrig y Morell, 1996). Por lo tanto, las elevadas concentraciones de Pb extraíble, al igual que ocurre con el Pb "pseudo-total", son consecuencia del aporte de Pb al suelo tanto por las emisiones a la atmósfera como por los vertidos de residuos provenientes de las industrias cerámicas de la zona.

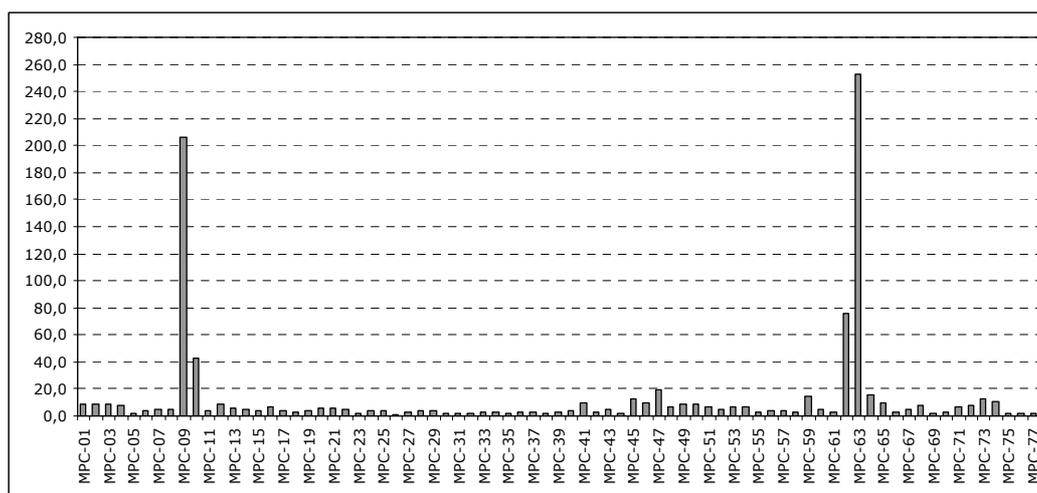


Figura 5.33.- Contenido de Pb extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

La concentración media de Pb extraída con EDTA en Castellón es similar a los valores encontrados en suelos agrícolas de Valencia por Andreu y Gimeno (1996). Por otro lado, en otros ámbitos de estudio los valores de Pb extraídos son menores a los de Castellón, excepto en suelos cultivados con manzanos de Italia (Pinamonti *et al.*, 1997) (Tabla 5.18). La concentración de Pb "pseudo-total" en el estudio realizado por Pinamonti *et al.* (1997) es similar a la de Castellón, mientras en los otros ámbitos de estudio es menor. La menor concentración de Pb "pseudo-total" puede ser la causa de los menores valores de Pb extraíble, independientemente de las características edáficas o del método de extracción empleado.

La concentración de Pb extraíble con EDTA cerca de las industrias cerámicas en L'Alcora está comprendida entre 19 y 253 mg/kg, consecuencia de procesos de contaminación puntual. Estos valores son más elevados que los observados en otras áreas de estudio que también están cercanas a industrias cerámicas. Así, las concentraciones de Pb, tras una extracción con DTPA, están entre 1,0 y 5,9 mg/kg en suelos cerca de industrias cerámicas en Bangladesh (Abul-Kashem y Ram Singh, 1999). Los menores valores encontrados en Bangladesh quizás son debidos a que los suelos son más ácidos (4,8-7,6) y con un menor contenido de carbono orgánico (0,87-2,97%) que en L'Alcora (pH entre 7,5 y 8,4; carbono orgánico entre 2,0 y 2,8%), o a las diferencias en la eficacia de la extracción entre los extractantes empleados.

En las parcelas analizadas la fracción extraída con EDTA representa entre el 10 y el 35% del Pb "pseudo-total" presente en el suelo. Dentro de este rango se encuentran los porcentajes descritos por Andreu y Gimeno (1996) para suelos agrícolas de Valencia, concretamente el 18% en suelos cultivados con hortalizas o naranjos y el 33,9% en suelos cultivados con naranjos.

Zinc

El contenido medio de Zn extraíble con EDTA es de 13,2 mg/kg, que supone el 16,64% de su contenido "pseudo-total", y el rango de concentraciones en las parcelas está entre 1,7 y 42,1 mg/kg (Figura 5.34). Diversos autores han establecido niveles críticos de Zn extraído con EDTA. Algunos de estos niveles han sido descritos para un cultivo determinado, como los propuestos para cereales en dos trabajos expuestos por Adriano (2001). Así, niveles deficientes de Zn en trigo fueron descritos en suelos de Australia que contenían 0,60 ppm de Zn extraíble con EDTA, mientras en Virginia fueron establecidos como niveles críticos para el maíz 0,80 ppm de Zn extraíble con EDTA. Por otro lado, diversos autores han establecido que 1 µg/g de Zn extraído con EDTA es el nivel crítico para las plantas (Haynes, 1997). Por lo tanto, los contenidos de Zn extraíble con EDTA de las parcelas, superiores a los diferentes niveles críticos establecidos, parecen indicar que los cultivos hortícolas de Castellón no presentaran deficiencia de Zn. Por otro lado, respecto a los valores más elevados, únicamente, dos parcelas superan los 30 mg/kg (MPC-70 y MPC-63).

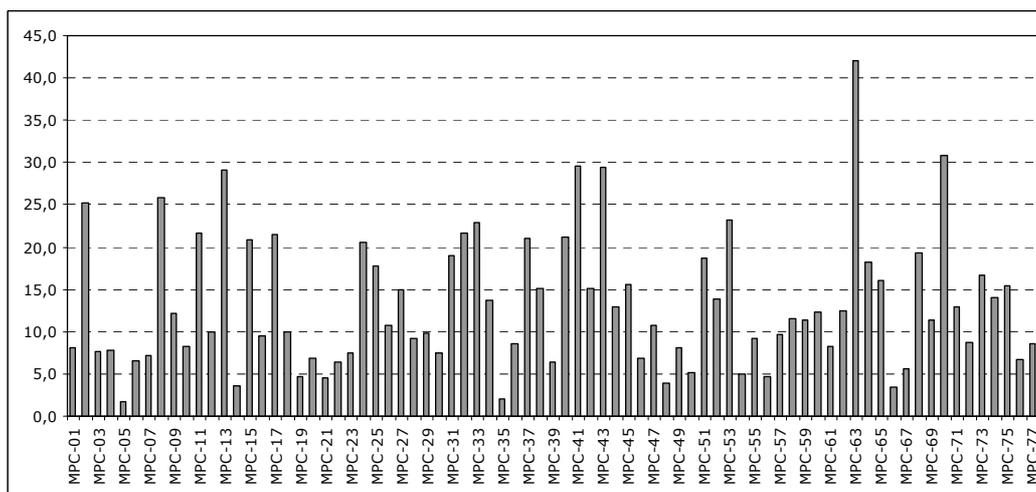


Figura 5.34.- Contenido de Zn extraíble con EDTA (mg/kg) para cada una de las parcelas analizadas.

La concentración media de Zn extraído con EDTA en Castellón (13,2 mg/kg) es ligeramente mayor que la descrita por Andreu y Gimeno (1996) en suelos agrícolas de Valencia (7,96 y 9,22 mg/kg). La comparación de los contenidos de Castellón con otros suelos agrícolas muestra que la concentración de Zn extraído con EDTA está en el rango de concentraciones extraídas en diversos estudios (Tabla 5.18). Los valores menores corresponden a suelos similares que presentan menor concentración de Zn "pseudo-total", como por ejemplo las parcelas de naranjos analizadas por Pomares *et al.* (2000), o suelos que presentan contenidos de Zn "pseudo-total" similar pero son suelos más ácidos, como por ejemplo los suelos agrícolas de Canadá (Soon y Abboud, 1990). Por otro lado, los mayores valores han sido descritos en suelos de manzanos en Italia por Pinamonti *et al.* (1997), donde hay una elevada concentración de Zn "pseudo-total".

En las parcelas de Castellón la fracción de Zn extraíble con EDTA generalmente representa entre el 3 y el 30% del Zn "pseudo-total". Solamente en la parcela MPC-17, que tiene un 93% de arena, la fracción extraíble representa una mayor proporción respecto al contenido total, concretamente el 38% del "pseudo-total". El porcentaje medio (16,7%) es superior al encontrado por Andreu y Gimeno (1996) en suelos cultivados con hortalizas o naranjos (9,89%) y en suelos cultivados con naranjos (12,98%) de Valencia.

5.4.1. Relaciones entre metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0

Correlaciones lineales

En la Tabla 5.19 se presentan las correlaciones entre los contenidos de metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0. De todas

las correlaciones, solamente, tres (Mn y Co, Fe y Ni, Zn y Cu) presentan coeficientes de correlación superiores a 0,500, con un nivel de significación de 0,01. Además, entre las fracciones extraíbles de los metales se establecen múltiples correlaciones positivas significativas con inferiores coeficientes de correlación (Tabla 5.19).

Tabla 5.19.- Coeficientes de correlación bivariados entre los metales extraíbles con EDTA 0,05M (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1	0,024	0,234 ^b	0,373 ^a	0,331 ^a	0,120	0,448 ^a	0,378 ^a	0,320 ^a
Co		1	0,287 ^b	0,175	0,005	0,591 ^a	0,189	-0,055	0,044
Cr			1	0,455 ^a	0,459 ^a	0,441 ^a	0,304 ^a	0,004	0,489 ^a
Cu				1	0,264 ^b	0,317 ^a	0,319 ^a	0,113	0,538 ^a
Fe					1	0,254 ^b	0,526 ^a	0,103	0,083
Mn						1	0,283 ^b	0,073	0,231 ^b
Ni							1	0,005	0,121
Pb								1	0,086
Zn									1

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Los coeficientes de correlación obtenidos no parecen indicar interacciones entre varios metales en función de su origen o su comportamiento, como ocurría entre los contenidos "pseudo-totales" de los metales, quizás debido a que las relaciones entre las concentraciones de las fracciones extraíbles de los metales son de menor grado. Además, la cantidad de metal extraído con EDTA, puede depender del comportamiento de cada uno de los metales respecto a la afinidad por el EDTA. Así, algunos metales son más sensibles a extractantes ácidificantes que a complejantes, como el Cr, Ni o Zn, mientras otros son fácilmente extraíbles cuando se usan complejantes, como el Cu o Pb (Sahuquillo *et al.*, 2003).

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales confirma la escasa relación entre las fracciones extraíbles de los metales, que se

desprende de los coeficientes de correlación obtenidos. El 72% de la varianza es explicado con cuatro factores (Tabla 5.20). De manera que el primer factor explica el 20% de la varianza, el segundo factor el 20%, el tercer factor el 18% y el cuarto factor el 14%. En la Figura 5.35 se representan las variables en función de los tres primeros factores extraídos del análisis de componentes principales.

Tabla 5.20.- Factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales de las fracciones extraíbles de los metales pesados.

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Cd_ex	0,770	-0,054	0,388	-0,156
Co_ex	-0,014	0,890	-0,012	-0,125
Cr_ex	-0,036	-0,020	0,202	0,869
Cu_ex	0,294	0,300	0,575	0,222
Fe_ex	0,594	-0,093	-0,127	0,525
Mn_ex	0,123	0,873	0,101	0,086
Ni_ex	0,826	0,230	-0,062	0,082
Pb_ex	-0,277	-0,310	0,535	-0,329
Zn_ex	0,056	0,058	0,895	0,159
% varianza	20,18	20,09	18,22	14,08

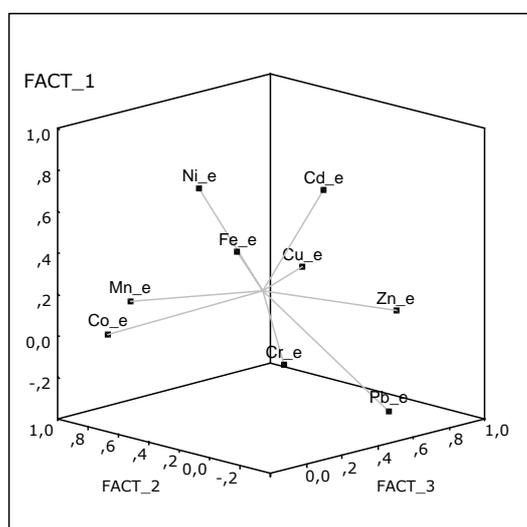


Figura 5.35.- Representación de las variables, concentración de fracciones extraíbles de metales, frente a los tres primeros factores obtenidos en el análisis de componentes principales.

En el primer factor están relacionados positivamente el Cd, el Fe y el Ni, en el segundo factor el Mn y el Co, en el tercer factor el Zn con el Pb y el Cu y en el cuarto factor están relacionados positivamente el Cr y el Fe. El primer y cuarto factor agrupan a

metales con distinto comportamiento geoquímico, al pertenecer a diferentes grupos de la clasificación de Goldschmidt, y tienen distinto origen, en función del origen que indican las relaciones entre las concentraciones "pseudo-totales" de las parcelas Castellón. Por lo tanto, no queda claro las características que definen estos factores. Por otro lado, el tercer factor agrupa a elementos calcófilos de la clasificación de Goldschmidt, lo que indica un comportamiento geoquímico similar, y el origen de estos metales en las parcelas de Castellón es mayoritariamente antrópico. De manera que el tercer factor se puede denominar "factor antropogénico". Finalmente, el origen común puede ser lo que agrupa a los metales en el segundo factor, ya que tanto el Mn como el Co en el área de estudio son de origen litogénico y las concentraciones "pseudo-totales" de ambos metales son mayores en las mismas parcelas, pudiéndose denominar este factor como "factor litogénico".

Las relaciones observadas en el análisis de componentes principales coinciden en parte con las correlaciones, ya que se repiten las relaciones entre el Co y Mn (Factor 2) y entre el Cu y Zn (Factor 3), mientras hay otras que se muestran con mayor intensidad que la que parecían tener en las correlaciones, como el Cd, Fe y Ni (Factor 1) y el Cr y Fe (Factor 4).

Dendrograma

En la Figura 5.36 se presenta el dendrograma, que refleja las relaciones entre las fracciones extraíbles de los metales estudiados. En el dendrograma se observan dos conglomerados. En uno están el Cr y el Pb, mientras en el segundo están los siete metales restantes. En el segundo conglomerado los metales se relacionan en diferentes niveles. Así, en un primer nivel los metales se asocian estrechamente por pares (Co y Mn, Cd y Ni, Cu y Zn), que coinciden con las variables predominantes en los tres primeros factores del análisis de

componentes principales. Por lo tanto, se confirma la relación entre estos tres pares de metales. El primer par está formado por metales generalmente de origen litogénico, mientras el tercer par está formado por metales de origen antrópico. En un segundo nivel, se relacionan los dos primeros pares entre sí (Co y Mn, Cd y Ni), en el tercer nivel se relacionan estos dos pares con el tercero (Cu y Zn) y, finalmente, se une el Fe.

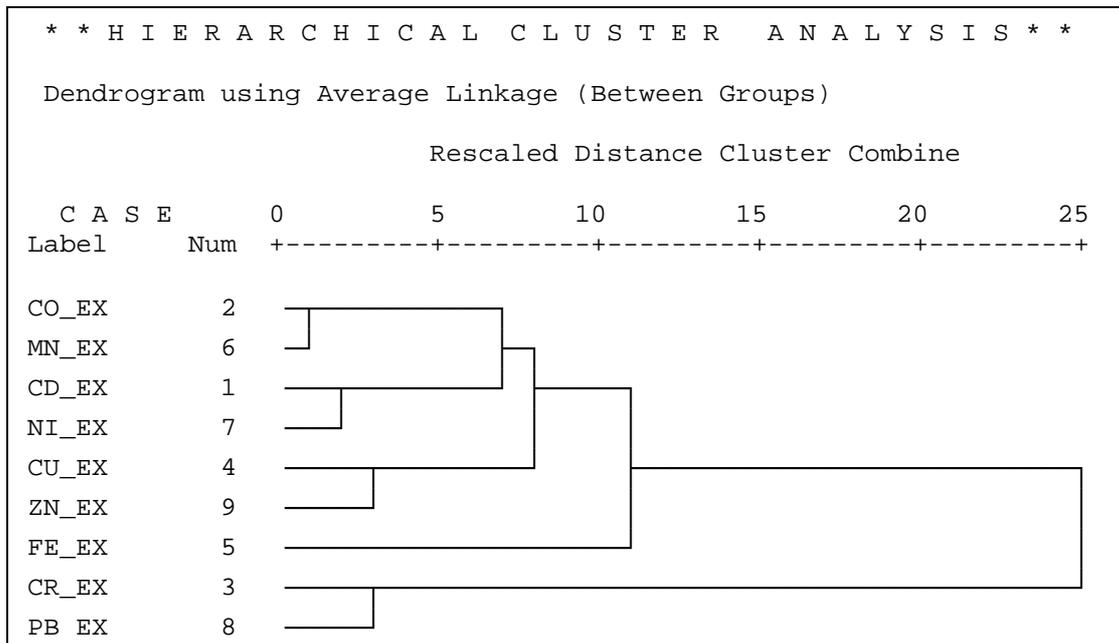


Figura 5.36.- Dendrograma de los metales extraíbles.

5.4.2. Factores edáficos que influyen en el contenido de metales extraíbles en suelos de huerta, tras una extracción con EDTA 0,05M a pH=7,0

Correlaciones lineales

En la Tabla 5.21 se presentan los coeficientes de correlación de Rho de Spearman obtenidos entre el contenido de metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH 7,0 y las características y propiedades edáficas. Se evaluaron las correlaciones mediante los coeficientes de Rho de

Spearman porque algunas de las variables analizadas no cumplen el requisito de normalidad necesario para aplicar la correlación de Pearson, como se comentó en el apartado de métodos.

Tabla 5.21.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características y propiedades edáficas y el contenido de metales extraíbles con EDTA (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd_ex	Co_ex	Cr_ex	Cu_ex	Fe_ex	Mn_ex	Ni_ex	Pb_ex	Zn_ex
pH_{agua}	-0,187	0,094	-0,019	-0,109	-0,393 ^a	-0,215	-0,284 ^b	-0,274 ^b	-0,152
pH_{KCl}	-0,181	-0,401 ^a	-0,208	-0,253 ^b	0,106	-0,447 ^a	-0,254 ^b	-0,044	-0,444 ^a
CE	0,181	-0,209	-0,007	0,066	0,577 ^a	0,099	0,298 ^a	0,362 ^a	-0,162
CA	-0,129	-0,359 ^a	-0,192	-0,193	0,132	-0,344 ^a	-0,291 ^b	-0,152	-0,075
MO	0,251 ^b	-0,009	-0,029	0,120	0,420 ^a	0,234 ^b	0,258 ^b	0,280 ^b	0,139
CIC	0,291 ^b	0,116	-0,181	0,005	0,365 ^a	0,251 ^b	0,393 ^a	0,228 ^b	-0,003
Arena	-0,199	-0,081	0,150	0,212	-0,266 ^b	-0,045	-0,479 ^a	0,006	0,372 ^a
Limo	0,234 ^b	-0,141	-0,036	-0,053	0,179	-0,172	0,409 ^a	-0,026	-0,150
Arcilla	0,025	0,324 ^a	-0,217	-0,209	0,091	0,350 ^a	0,171	0,089	-0,326 ^a

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

En general, los resultados muestran correlaciones entre las características edáficas y el contenido de metales extraíbles que son significativas pero débiles, ya que solamente en un caso el coeficiente de correlación es superior a 0,500. La materia orgánica y la CIC son las características edáficas analizadas que se correlacionan con la concentración extraíble de los metales de manera significativa para un mayor número de metales. Esto se puede explicar porque el EDTA extrae mayoritariamente los metales que se encuentran asociados a la materia orgánica y, en los suelos analizados, la materia orgánica se correlaciona significativamente con la CIC. Por otro lado, la característica que presenta menos correlaciones significativas, al igual que ocurría con el contenido "pseudo-total", es el limo, que solamente está relacionado con el Ni. Este metal presenta correlaciones de mayor o menor grado, positivas o negativas, con todas las características edáficas analizadas menos con la arcilla.

En la Tabla 5.22 se presentan las correlaciones entre el contenido de metales extraíbles con EDTA y las concentraciones de metales "pseudo-totales". De los resultados de esta tabla, se puede

observar por un lado la correlación entre el contenido extraíble de un metal y su contenido "pseudo-total", y en qué sentido influye en la fracción extraíble de cada uno de los metales el contenido "pseudo-total" de los otros metales.

Tabla 5.22.- Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales "pseudo-totales" y las fracciones extraíbles con EDTA (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd_t	Co_t	Cr_t	Cu_t	Fe_t	Mn_t	Ni_t	Pb_t	Zn_t
Cd_ex	0,607 ^a	0,165	0,141	0,453 ^a	0,168	0,270 ^b	0,181	0,386 ^a	0,496 ^a
Co_ex	-0,079	0,297 ^a	0,320 ^a	0,017	0,402 ^a	0,203	0,352 ^a	-0,075	0,062
Cr_ex	0,149	-0,059	0,065	0,186	-0,018	0,214	-0,082	-0,151	0,204
Cu_ex	0,153	0,037	0,022	0,815 ^a	0,033	0,169	0,079	0,024	0,278 ^b
Fe_ex	-0,010	0,036	0,012	0,260 ^b	-0,031	0,226 ^b	-0,048	0,067	0,011
Mn_ex	-0,127	0,465 ^a	0,445 ^a	0,141	0,440 ^a	0,594 ^a	0,405 ^a	-0,009	0,051
Ni_ex	0,011	0,257 ^b	0,465 ^a	0,261 ^b	0,358 ^a	0,399 ^a	0,344 ^a	-0,048	0,011
Pb_ex	0,308 ^a	0,313 ^a	-0,157	0,392 ^a	0,140	0,211	0,192	0,931 ^a	0,411 ^a
Zn_ex	0,289 ^b	-0,061	-0,030	0,399 ^a	-0,156	0,032	-0,075	-0,029	0,611 ^a

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

En los suelos analizados, el Cr y el Fe no presentan correlación significativa entre su fracción extraíble y su contenido "pseudo-total". El resto de metales si que presentan correlación, con un grado de significación de 0,01, siendo los coeficientes más elevados los obtenidos para el Pb (0,931) y el Cu (0,815), y los menores para el Co (0,297) y el Ni (0,344). La existencia de correlación entre el contenido "pseudo-total" de los metales y la fracción extraíble, indica que el contenido "pseudo-total" es un buen indicativo del contenido extraíble de los metales. El escaso porcentaje de Fe extraíble respecto al Fe "pseudo-total", puede ser la causa de que no exista correlación entre ellos, como propusieron Pomares *et al.* (2000) para el DTPA. Por otro lado, Boekhold y Van der Zee (1992), al comparar el contenido extraíble con HNO₃ y la fracción soluble (CaCl₂), no obtuvieron correlaciones entre las dos fracciones para el Cd y el Zn.

Rectas de regresión

Se han establecido rectas de regresión para tratar de explicar la variabilidad del contenido extraíble en función del contenido "pseudo-total" de los metales, para cada uno de los metales. Sin embargo, no todas las rectas establecidas han sido válidas. En la Tabla 5.23 se presentan las rectas válidas, que además muestran semejanzas con las correlaciones obtenidas. Así, para el Cr y el Fe no se puede establecer ninguna recta de regresión, tampoco para el Co y Ni que presentan un bajo coeficiente de correlación. Las rectas del Cu y del Pb que relacionan sus contenidos "pseudo-totales" con su fracción extraíble son las que explican la mayor varianza de todas las rectas obtenidas. Concretamente el 70% para el Cu y el 84% para el Pb cuando no se consideran los valores discordantes.

Tabla 5.23.- Rectas de regresión que explican la varianza del contenido extraíble de los metales a partir de su contenido "pseudo-total".

Recta de regresión	R²
Cd _{ex} = 0,067 + 0,131 Cd	0,293
*Cd _{ex} = 0,072 + 0,107 Cd	0,238
Cu _{ex} = - 2,033 + 0,217 Cu	0,697
*Cu _{ex} = - 1,717 + 0,207 Cu	0,658
Mn _{ex} = 3,194 + 0,092 Mn	0,315
*Mn _{ex} = 2,440 + 0,092 Mn	0,364
*Pb _{ex} = -1,093 + 0,227 Pb	0,845
Zn _{ex} = - 0,425 + 0,173 Zn	0,528
*Zn _{ex} = - 0,953 + 0,181 Zn	0,425

Donde * indica las rectas de regresión en las que no se han tenido en cuenta los valores discordantes; **R²** es la varianza que explica cada recta.

En la Tabla 5.24 se presentan las rectas de regresión obtenidas que relacionan el contenido extraíble con las características edáficas y su contenido "pseudo-total". Las características edáficas que se consideraron para establecer las rectas fueron pH en agua, CE, MO, CA, CIC y arcilla, al ser las características edáficas que más influyen en la dinámica de los metales pesados en el suelo.

Tabla 5.24.- Rectas de regresión que explican la varianza del contenido extraíble, en función de las características edáficas y su contenido "pseudo-total".

Recta de regresión	R²
*Cd_ex = 0,031 + 0,109 Cd + 0,002 CIC	0,357
Co_ex = 0,343 - 0,003 Carbonatos	0,155
*Co_ex = 0,318 - 0,003 Carbonatos	0,120
Cu_ex = 0,952 + 0,241 Cu - 0,143 CIC - 0,038 Carbonatos	0,793
*Cu_ex = 1,078 + 0,234 Cu - 0,135 CIC - 0,040 Carbonatos	0,762
Mn_ex = 23,082 + 0,080 Mn - 0,469 Carbonatos - 6,946 MO - 2,090 CIC + 0,359 Arcilla	0,521
*Mn = 2,440 + 0,092 Mn	0,364
Ni_ex = 0,391 + 0,012 CIC - 0,005 Carbonatos + 0,032 CE	0,386
*Ni_ex = 0,397 + 0,011 CIC - 0,005 Carbonatos + 0,028 CE	0,340
*Pb = 1,795 + 0,230 Pb - 0,182 CIC - 0,041 Carbonatos + 0,398 MO	0,890
Zn_ex = 6,038 + 0,174 Zn - 0,252 Arcilla	0,627
*Zn_ex = 5,247 + 0,186 Zn - 0,256 Arcilla	0,550

Donde * Indica las rectas de regresión en las que no se han tenido en cuenta los valores discordantes; **R²** es la varianza que explica cada recta.

La comparación de la varianza explicada por las rectas de regresión en las que solamente se consideraron los contenidos "pseudo-totales" (Tabla 5.23) con respecto a la varianza explicada por las rectas de regresión en las que se consideraron además las características edáficas (Tabla 5.24), refleja que la mayor parte de la varianza en cinco (Cd, Cu, Mn, Pb y Zn) de los nueve metales analizados se explica a través de su concentración "pseudo-total". Sin embargo, la varianza explicada se incrementa al introducir otras características y propiedades edáficas en las rectas. El contenido "pseudo-total", junto con la CIC, el contenido de carbonatos y/o materia orgánica son las variables independientes que explican la mayor parte de la varianza del contenido de Cd, Cu, Mn y Pb extraíble. Por otro lado, la mayor parte de la varianza del Zn extraíble se explica con su contenido "pseudo-total" y la concentración de arcilla (Tabla 5.24).

A continuación, se analizan las relaciones de los contenidos de metales extraíbles con EDTA con sus concentraciones "pseudo-totales" y las propiedades y características edáficas estudiadas. Estos resultados se han contrastado con muy pocos trabajos, ya que son escasos los que emplean métodos de extracciones similares

(diferentes métodos de extracción con EDTA) y, además, que establezcan relaciones con el contenido "pseudo-total" y las características edáficas.

Cadmio

El Cd extraíble con EDTA está correlacionado positivamente, aunque débilmente, con la materia orgánica, la CIC y el porcentaje de la fracción limo (Tabla 5.21). A pesar de la importancia de la MO y la CIC, la característica que más influye en el contenido de Cd extraíble es la concentración de Cd "pseudo-total", como se desprende de las correlaciones (Tablas 5.21 y 5.22) y las rectas de regresión (Tablas 5.23 y 5.24). Además, el Cd extraíble, también presenta una correlación positiva significativa con las concentraciones "pseudo-totales" de Cu, Mn, Pb y Zn.

La relación de la fracción de Cd extraíble con el porcentaje de MO y la CIC, pero mucho más intensa, también la encontraron Miner *et al.* (1997). Estos autores sugirieron que se debía al encontrarse el Cd, de forma intercambiable o extraíble, asociado al complejo intercambiable del suelo. Por otro lado, en el estudio realizado por Gray *et al.* (1999) la concentración de Cd extraíble asociada a la fracción intercambiable es la minoritaria, siendo la fracción orgánica y la fracción residual las mayoritarias. Además, estos autores señalaron que el incremento de la fracción del Cd asociada a la materia orgánica y de manera intercambiable en las parcelas donde se aplican fertilizantes fosforados puede estar ligado al incremento de MO.

La correlación positiva entre la concentración de Cd extraíble con las concentraciones "pseudo-totales" de Cu, Mn, Pb y Zn, tiene lugar porque las parcelas que tienen más cantidad de Cd extraíble presentan elevados contenidos de Cu, Mn, Pb o Zn. Estas relaciones quizás sean debidas a que los cinco metales pueden ser aportados a

las parcelas agrícolas mediante el empleo de agroquímicos, aunque no necesariamente formando parte de los mismos compuestos.

Cobalto

El Co extraíble con EDTA se correlaciona positivamente con la arcilla y negativamente con los carbonatos y el pH en KCl (Tabla 5.21). De las relaciones observadas en las correlaciones, en las rectas únicamente aparece la relación entre el Co extraíble y los carbonatos. De hecho, se establece una recta de regresión que relaciona el contenido de carbonatos con el Co extraíble, aunque es escasa la varianza explicada por la recta (Tabla 5.24). Concretamente, la varianza explicada es del 16% si se tienen en cuenta todos los valores, mientras que cuando se obvian los valores discordantes pasa a ser del 12%.

Los resultados obtenidos por Lavado *et al.* (1999) muestran que el pH y el contenido de materia orgánica están relacionados con la fracción extraíble de Co con DTPA. Sin embargo, en las muestras de Castellón, únicamente, el pH en KCl está relacionado con el contenido extraíble de Co con EDTA. Las diferencias en los resultados pueden ser debidas al haberse utilizado dos métodos de extracción diferentes.

El coeficiente de correlación entre el Co extraíble y el "pseudo-total" es bajo (0,297), aunque la correlación es significativa al nivel de 0,01. Esto indica la baja influencia del contenido "pseudo-total" de Co en su fracción extraíble con EDTA. Así, aún siendo importante, no es la variable más relevante a la hora de predecir el contenido extraíble de las muestras. En realidad, son ligeramente mayores los coeficientes de correlación del Co extraíble con el Cr, Fe o Ni "pseudo-total" (Tabla 5.22). De hecho, las parcelas con elevadas concentraciones de Co extraíble con EDTA, presentan elevados contenidos de Cr, Fe o Ni "pseudo-total" en el suelo. La relación con el

contenido de Cr, Fe y Ni, puede ser debida a que en las parcelas el Co, Cr, Fe y Ni generalmente son de origen litogénico.

Cromo

El Cr no presenta ninguna correlación con las características y propiedades edáficas (Tabla 5.21), ni con el contenido de metales "pseudo-totales" (Tabla 5.22). Tampoco en las rectas de regresión se establecen relaciones entre el contenido de Cr extraíble y su contenido "pseudo-total" o las características y propiedades edáficas (Tablas 5.23 y 5.24). Por lo tanto, los resultados de los análisis estadísticos parecen indicar que la concentración de Cr extraíble con EDTA no está condicionada por las características edáficas analizadas ni por su concentración "pseudo-total". La escasa relación entre la fracción extraíble y el contenido "pseudo-total" quizás sea debida a la poca cantidad que es extraída con el EDTA. Este método de extracción quizás no sea el más adecuado para el Cr, ya que no se obtuvo una buena recuperación para este metal cuando se realizó la validación del método de extracción con el material certificado CRM-600 (Quevauviller *et al.*, 1997). De todas maneras, tampoco se ha identificado otro método en la bibliografía con el que se obtenga una mejor recuperación de Cr.

Cobre

El Cu extraíble se correlaciona negativamente con el pH en KCl, con un nivel de significación del 0,05 (Tabla 5.21). Esta correlación es debida al gran efecto que tiene el pH en la extracción del Cu, como comprobaron en su experimento sobre suelos arenosos Temminghoff *et al.* (1998). En las parcelas, también tiene lugar una correlación entre el Zn "pseudo-total" y el Cu extraíble (Tabla 5.22), ya que algunas de las parcelas con mayores contenidos de Zn "pseudo-total"

también presentan elevadas concentraciones de Cu extraíble. No obstante, el contenido de Cu extraíble con EDTA está condicionado, principalmente, por la cantidad de Cu "pseudo-total" presente en el suelo (Tabla 5.22). Es decir, a mayor contenido de Cu "pseudo-total" en el suelo mayor concentración de Cu es extraída con EDTA. Esta relación también ha sido descrita por otros científicos, como por ejemplo McGrath (1996) en suelos agrícolas de Irlanda.

Las rectas de regresión establecidas también muestran que la característica más importante que condiciona la concentración de Cu extraída con EDTA es el Cu "pseudo-total" (Tablas 5.23 y 5.24). Al considerar las características edáficas en las rectas de regresión se incrementa la varianza explicada (Tabla 5.24), pero estas variables explican un porcentaje de la varianza mucho menor que el Cu "pseudo-total" (Tabla 5.23). Además, al obviar los valores discordantes para el Cu, se mantienen las rectas, pero se modifican ligeramente los coeficientes.

La influencia de la CIC mostrada en las rectas de regresión indica que se extrae menos Cu con EDTA cuando la CIC del suelo es mayor. Este resultado no es consistente con el encontrado por Miner *et al.* (1997), que relacionaron positivamente el contenido de Cu extraíble con la CIC y la materia orgánica. Esta diferencia quizás sea porque en los suelos de Carolina (EEUU), estudiados por Miner *et al.* (1997), la CIC puede deberse en gran medida a la arcilla, estando por lo tanto el Cu asociado a la arcilla, mientras en Castellón está formando complejos más estables con la materia orgánica. Otros autores, como Karaca (2004), también destacaron el importante efecto del contenido de materia orgánica sobre la extracción del Cu del suelo.

En los suelos estudiados, el contenido de Cu "pseudo-total" del suelo es la variable que más influye en la concentración de Cu extraíble con EDTA. En estos suelos es importante la entrada del Cu de origen antrópico, posiblemente mediante la aplicación de

fungicidas y fertilizantes. Por lo tanto, para evitar la presencia de niveles fitotóxicos de Cu, el primer paso sería controlar la aplicación de agroquímicos que incorporen Cu al suelo.

Hierro

El contenido de Fe extraíble está correlacionado positivamente con la conductividad eléctrica, la materia orgánica y la CIC, y negativamente con el pH y la arena (Tabla 5.21). Las correlaciones del Fe extraíble con las características edáficas (MO, CIC, CE, pH y arena), quizás son debidas a que generalmente las mayores concentraciones de Fe extraído con EDTA tienen lugar en las parcelas con elevada materia orgánica, que además suelen presentar los mayores niveles de CE y CIC. También se correlaciona positivamente con la concentración "pseudo-total" de Cu y Mn (Tabla 5.22). No obstante, no se ha obtenido ninguna recta de regresión que relacione la concentración de Fe extraíble con las características edáficas y/o el contenido de metales.

Manganeso

El contenido de Mn extraíble está correlacionado positivamente con la arcilla, la CIC y la materia orgánica y, negativamente, con el pH en KCl y los carbonatos (Tabla 5.21). A pesar de estas relaciones, las características edáficas tienen menos importancia en la concentración de Mn extraíble con EDTA que el contenido de Mn "pseudo-total". Además, las correlaciones positivas del Mn extraíble con el Co, Cr, Fe y Ni "pseudo-total" también son importantes (Tabla 5.22). Así, la mayor concentración de Mn extraíble se encuentra en las parcelas con mayor contenido de alguno/s de estos metales, quizás debido al origen litogénico del Co, Cr, Fe, Mn y Ni en las parcelas estudiadas.

El 32% de la varianza de la concentración de Mn extraíble con EDTA en las parcelas analizadas se explica con el contenido "pseudo-total" de Mn (Tabla 5.23), mientras que la varianza explicada pasa a ser del 52% cuando se introducen en la recta las características edáficas (concretamente CA, MO, CIC y arcilla) (Tabla 5.24). En la recta establecida para el Mn extraíble sin considerar los valores discordantes, únicamente aparece el Mn "pseudo-total" como variable independiente de la recta. Por todo esto, queda claramente reflejado, tanto por las correlaciones como por las rectas, que la concentración "pseudo-total" de Mn es la variable que más influye en su contenido extraíble. En los suelos de Castellón, aunque están relacionadas, tiene menos importancia la relación lineal entre el contenido de Mn extraíble (solución de Mehlich-1) y la materia orgánica, establecida por Edwards *et al.* (1992), que se ve reforzada cuando se incluye el pH en la ecuación.

Níquel

El contenido de Ni extraíble se correlaciona, con un mayor o menor grado de significación, con todas las características analizadas a excepción de la arcilla (Tabla 5.21). Así, se correlaciona, positivamente, con la conductividad eléctrica, el limo, la CIC y la materia orgánica y, negativamente, con el pH, los carbonatos y la arena. También se correlaciona con la concentración de Co, Cr, Cu, Fe, Mn y Ni "pseudo-total" (Tabla 5.22). De todos los elementos las correlaciones más intensas son con el Cr, Fe y Mn "pseudo-total", siendo los coeficientes incluso mayores que el coeficiente del Ni "pseudo-total". El mayor grado de las correlaciones con el Cr, Fe y el Mn "pseudo-total", quizás sea debido al origen litogénico del Cr, Fe, Mn y Ni.

En las rectas de regresión (Tabla 5.24) no aparece la concentración de Ni "pseudo-total" como variable independiente, por

lo que queda reflejada la escasa importancia del Ni "pseudo-total" en su concentración extraíble. De todas las características edáficas, que presentan correlación, sólo la CIC, el contenido de carbonatos y la conductividad eléctrica aparecen en las rectas de regresión. Los coeficientes de las rectas se modifican en función de si se consideran o no los valores discordantes (Tabla 5.24).

Los niveles actuales de Ni en el suelo, no parecen sugerir que un incremento de la concentración del Ni fuese un problema. Generalmente, las mayores concentraciones de Ni extraíble se presentan en parcelas con elevados contenidos de materia orgánica. Sin embargo, esto no quiere decir que la adición de materia orgánica produzca un incremento de Ni extraíble, ya que como reflejan los resultados obtenidos por Karaca (2004) el efecto producido por la adición de materia orgánica sobre la concentración de Ni extraíble estará condicionado al tipo de material orgánico. Este autor describe efectos diferentes sobre el contenido de Ni extraíble cuando se adicionan al suelo tres tipos de materiales orgánicos (adición de restos de tabaco, compost de setas y orujo de uva).

Plomo

La concentración de Pb extraíble se correlaciona positivamente con la conductividad eléctrica, la CIC y la materia orgánica y, negativamente, con el pH en agua (Tabla 5.21). También se correlaciona positivamente con el contenido de Cd, Co, Cu, Pb y Zn "pseudo-total" (Tabla 5.22). De todas las características es la concentración de Pb "pseudo-total", la que presenta el mayor coeficiente de correlación. También en las rectas de regresión el contenido de Pb "pseudo-total" explica gran parte de la variabilidad presente en la concentración de Pb extraíble, cuando se obvian las muestras que presentan valores discordantes (Tabla 5.23). Además, en la recta de regresión aparecen la CIC, los carbonatos y la MO. Sin

embargo, estas variables escasamente modifican la varianza explicada por la ecuación, como se puede ver al comparar la varianza explicada por la recta establecida con el contenido "pseudo-total" (Tabla 5.23) y en la que se considera el contenido "pseudo-total" y las características edáficas (Tabla 5.24).

La relación entre la concentración de Pb extraíble y el contenido de materia orgánica y el pH ha sido descrita por otros autores, como, Lavado *et al.* (1999). No obstante, los resultados reflejan que es más importante la concentración de Pb "pseudo-total". La mayor concentración de Pb "pseudo-total" se produce fundamentalmente por contaminaciones puntuales, consecuencia de vertidos de residuos industriales, o de manera difusa por deposición atmosférica, a través de las emisiones de los automóviles o de las industrias. Por lo tanto, la única manera de reducir este elemento en el suelo pasa por disminuir su uso en los procesos industriales, que minimizaría su entrada en los agrosistemas.

Zinc

El Zn extraíble está correlacionado positivamente con el porcentaje de arena y, negativamente, con el pH en KCl y la arcilla (Tabla 5.21). Respecto a la concentración de los metales "pseudo-totales" se establecen correlaciones significativas con el Cd, Cu y Zn, siendo con diferencia la más importante la relación con el Zn "pseudo-total" (Tabla 5.22). En las rectas de regresión se muestra que el contenido de Zn extraíble está relacionado positivamente con la concentración de Zn "pseudo-total" presente en el suelo y, negativamente, con el porcentaje de arcilla del suelo (Tablas 5.23 y 5.24). De estos dos factores el que mayor peso tiene sobre la concentración de Zn extraíble es su contenido "pseudo-total". Las variables que forman parte de las rectas de regresión no cambian cuando se introducen todos los valores o si no se consideran las

parcelas que presentan valores discordantes, pero si se modifican los coeficientes de las rectas de regresión y la varianza explicada por las ecuaciones (Tablas 5.23 y 5.24).

La correlación del pH con el Zn puede ser debida a que este metal es muy susceptible a los cambios de pH (Shuman y Hargrove, 1985), además es una variable que mejora la predicción de los niveles de Zn extraíbles (Edwards *et al.*, 1992). Por otro lado, la relación negativa del Zn extraíble con el contenido de arcilla, indica que se extrae menos Zn con EDTA en los suelos que presentan mayores porcentajes de arcilla. Un resultado similar fue descrito por Pérez *et al.* (1995) que observó la relación negativa entre el Zn de cambio, extraído con acetato amónico 1N a pH=7, y el porcentaje de arcilla. Esto quizás puede ser debido a que el Zn unido a la arcilla queda fuertemente adsorbido y no se puede extraer fácilmente ni con acetato amónico ni con EDTA. Sin embargo, las correlaciones observadas en las muestras de Castellón no corresponden con las relaciones propuestas por Miner *et al.* (1997), en las que el Zn extraíble se relaciona con el contenido de materia orgánica y la CIC. También McGrath (1996) encontró que el Zn extraído con EDTA estaba correlacionado con el contenido de materia orgánica.

Las correlaciones positivas entre el contenido "pseudo-total" de Cd y Cu con la concentración de Zn extraíble, quizás sean debidas al origen antrópico de los tres metales en las parcelas. De manera que al estar posiblemente relacionado el origen de los tres metales (Cd, Cu y Zn) en el suelo, las parcelas que presentan mayores contenidos extraíbles de Zn son las que tienen elevadas concentraciones de Cd, Cu y/o Zn "pseudo-total". Estos tres metales están presentes en algunos agroquímicos, y quizás sea su procedencia común lo que les relaciona en las parcelas. Por otro lado, la utilización de fertilizantes fosforados, que contienen Zn, incrementan la concentración del Zn extraíble. Estas relaciones indican que en la parcela (MPC-63), que

presenta un elevado contenido de Zn, deberían ser controladas estas prácticas.

Análisis de componentes principales

El 77% de la varianza encontrada en las muestras se explica mediante seis factores (Tabla 5.25). La representación de las variables frente a los tres primeros factores obtenidos en el análisis de componentes principales se presenta en la Figura 5.37.

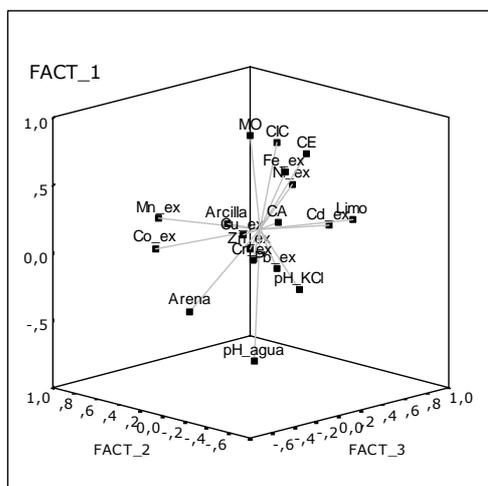


Figura 5.37.- Representación de las variables, características edáficas y contenido extraíble con EDTA de metales, frente a los tres primeros factores obtenidos en el análisis de componentes principales.

En el primer factor se observan las relaciones del Fe extraíble con las características edáficas, que son positivas con la materia orgánica, la CIC y la conductividad eléctrica y negativas con el pH (explica un 18%). Estas relaciones ya se han observado en las correlaciones, y quizás son debidas a que se extrae con EDTA más Fe en las parcelas que tienen más MO. El segundo factor, que explica el 15% de la varianza, establece la relación positiva entre el Mn y Co extraíbles, que están relacionados negativamente con los carbonatos y el pH en KCl. Estas relaciones pueden ser debidas al origen litogénico de estos metales, ya que la mayor concentración de Co y Mn en el suelo está condicionada en gran medida por su menor contenido de carbonatos. El tercer factor, que explica el 13% de la

varianza, muestra la relación positiva del Cd y el Ni extraíble, y la relación negativa de estos elementos con la arena y positiva con el limo.

A partir de la Tabla 5.25 se pueden analizar las relaciones de los tres factores que no están representados en la gráfica, ya que en ella se presentan los seis factores obtenidos mediante el análisis de componentes principales. En el cuarto factor se observa la relación negativa del Cu y Zn extraíble con la arcilla y, en menor medida, su relación positiva con la arena. Estas relaciones ya se observaron en las correlaciones y regresiones para el Zn, pero no para el Cu. Sin embargo, existe una elevada correlación entre el Cu y Zn. En el quinto factor, que explica el 9% de la varianza, no se observan relaciones entre diferentes variables y, únicamente, destaca el Cr. En el sexto factor queda reflejada la relación negativa del Pb extraíble con el pH y, en menor medida, la relación positiva del Fe con el pH.

Tabla 5.25.- Factores del análisis de componentes principales para las características del suelo y el contenido de metales extraíbles con EDTA.

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6
pH_agua	-0,731	-0,105	-0,067	0,112	0,404	0,334
pH_KCl	-0,086	-0,574	-0,135	-0,060	0,127	0,619
CE	0,785	-0,279	0,221	-0,143	-0,146	0,196
MO	0,867	0,095	0,094	0,134	0,269	-0,022
Carbonatos	0,446	-0,564	-0,312	0,168	0,314	0,198
CIC	0,744	0,144	0,384	-0,170	0,332	-0,113
Arena	-0,236	-0,099	-0,654	0,548	-0,340	0,002
Limo	0,198	-0,264	0,660	-0,066	0,404	0,099
Arcilla	0,118	0,421	0,210	-0,695	0,045	-0,108
Cd_ex	0,078	0,038	0,743	0,265	-0,128	-0,118
Co_ex	-0,098	0,833	-0,031	0,022	0,178	0,086
Cr_ex	-0,009	-0,033	-0,017	0,216	-0,845	0,126
Cu_ex	0,062	0,290	0,220	0,726	-0,057	0,055
Fe_ex	0,614	-0,095	0,217	0,172	-0,190	0,527
Mn_ex	0,111	0,849	0,017	0,073	-0,072	0,085
Ni_ex	0,338	0,310	0,689	-0,013	-0,157	0,183
Pb_ex	-0,003	-0,295	-0,062	0,058	0,154	-0,651
Zn_ex	0,025	0,100	0,098	0,726	-0,192	-0,485
% varianza	18,32	15,14	13,16	11,71	9,19	9,03

5.5. CONTENIDO DE METALES TOTALES EN CULTIVOS

En las Tablas 5.26 y 5.27, se presenta el resumen de las concentraciones de metales totales determinadas en muestras de acelgas (*Beta vulgaris* L.), lechugas (*Lactuca sativa* L.) y alcachofas (*Cynara scolymus* L.). Los valores de cada una de las muestras analizadas se presentan gráficamente en la discusión de cada uno de los metales (Figuras 5.38 a 5.48) y se detallan en las Tablas A.4 y A.5 del Anexo II. Los dos primeros cultivos se han agrupado como "cultivos de hoja", ya que en ambos casos la parte comestible es la hoja, mientras las alcachofas se han denominado "cultivos de inflorescencia", por ser ésta la parte comestible.

Tabla 5.26.- Contenido de metales totales en cultivos de hoja (acelgas (n=10) y lechugas (n=4)) y en cultivos de inflorescencia (alcachofas (n=16)). Concentración expresada en peso seco del cultivo.

	Tipo de cultivo	Media	Desv.Tip	CV	Máx	Min
Cd (mg/kg)	Hoja	1,47	2,16	148	6,63	0,17
	Inflorescencia	0,24	0,12	52	0,56	0,10
Co	Hoja (n=6) (mg/kg)	0,57	0,54	95	1,59	0,22
	Inflorescencia (µg/l)	n.c. <0,4				
Cr (mg/kg)	Hoja	3,35	5,54	165	21,38	0,42
	Inflorescencia	0,68	0,72	107	3,25	0,33
Cu (mg/kg)	Hoja	13,2	4,1	31	19,7	7,1
	Inflorescencia	8,7	2,2	25	11,7	4,3
Fe (mg/kg)	Hoja	431	692	161	2759	87
	Inflorescencia	65	43	67	221	41
Mn (mg/kg)	Hoja	63	37	58	156	28
	Inflorescencia	21	4	19	28	13
Ni (mg/kg)	Hoja	3,84	7,24	188	25,15	0,29
	Inflorescencia	1,32	0,92	70	3,20	0,31
Pb (mg/kg)	Hoja	1,99	1,74	87	5,87	0,31
	Inflorescencia (n=9)	0,28	0,17	63	0,60	0,05
Zn (mg/kg)	Hoja	41,7	16,6	40	82,9	16,3
	Inflorescencia	44,3	12,3	28	79,4	24,0

(n.c.)= no cuantificado

En la primera tabla (Tabla 5.26), se presentan los resultados expresados en peso seco del cultivo y, en la segunda tabla (Tabla 5.27), las concentraciones han sido expresadas en peso fresco. Los

resultados se presentan de las dos maneras, ya que, en la legislación vigente (Reglamento CE nº 466/2001 en DOCE, 2001), que establece las concentraciones máximas permitidas de Cd y Pb en cultivos, los valores se expresan en peso fresco.

Tabla 5.27.- Contenido de metales totales en cultivos de hoja (acelgas (n=10) y lechugas (n=4)) y en cultivos de inflorescencia (alcachofas (n=16)). Concentración expresada en peso fresco del cultivo.

	Tipo de cultivo	Media	Desv.Tip	CV	Máx	Min
Cd (mg/kg)	Hoja	0,21	0,31	148	0,94	0,02
	Inflorescencia	0,04	0,02	53	0,09	0,02
Co	Hoja (n=6) (mg/kg)	0,08	0,08	97	0,23	0,01
	Inflorescencia (µg/l)	n.c. <0,4				
Cr (mg/kg)	Hoja	0,47	0,79	167	3,04	0,05
	Inflorescencia	0,11	0,11	107	0,52	0,05
Cu (mg/kg)	Hoja	1,86	0,60	32	2,84	0,79
	Inflorescencia	1,38	0,34	25	1,92	0,68
Fe (mg/kg)	Hoja	59,9	98,1	164	392,5	10,9
	Inflorescencia	10,3	6,9	67	35,1	5,8
Mn (mg/kg)	Hoja	9,2	5,4	58	22,2	1,6
	Inflorescencia	3,4	0,6	17	4,5	2,4
Ni (mg/kg)	Hoja	0,55	1,03	189	3,58	0,04
	Inflorescencia	0,21	0,15	70	0,51	0,05
Pb (mg/kg)	Hoja	0,29	0,27	88	0,88	0,04
	Inflorescencia (n=9)	0,05	0,03	63	0,10	0,01
Zn (mg/kg)	Hoja	5,94	2,37	40	9,71	2,20
	Inflorescencia	7,04	1,88	27	11,20	3,83

(n.c.)= no cuantificado

Los metales que presentan mayores concentraciones en los cultivos son Cu, Fe, Mn y Zn. Estos elementos son micronutrientes esenciales para los seres vivos (Ross y Kaye, 1994). En las muestras analizadas, tanto en cultivos de hoja como en las alcachofas, el elemento mayoritario de los cuatro micronutrientes es el Fe, mientras el Cu presenta la concentración más baja. Sin embargo, el Mn no es asimilado por igual en los dos tipos de cultivos analizados. De hecho, los cultivos de hoja presentan mayor concentración de Mn que de Zn, mientras en las alcachofas, el Mn tiene menor concentración. Esto es debido a que la capacidad de absorción de Mn por las plantas, al igual que ocurre con otros elementos, varía entre especies. La

concentración relativa de los metales estudiados en los dos tipos de cultivos es:

Cultivos de hoja:

Fe>>>Mn>>Zn>>Cu>>Ni≈Cr>Pb≈Cd>Co(n=6)

Cultivos de inflorescencia:

Fe>>Zn>>Mn>>Cu>>Ni>Cr>Cd≈Pb(n=9)≈Co(nc)

En las Tablas 5.28 y 5.29 se presentan resultados del contenido de metales en cultivos de hoja (acelgas y lechugas) y alcachofas pertenecientes a otros estudios realizados en diferentes áreas.

Tabla 5.28.- Contenido de metales en cultivos (mg/kg), expresado en peso seco.

	Castellón		Miner <i>et al.</i> (1997)		Canet <i>et al.</i> (1998)		Gómez (2001)	
	Hojas	Inflorescencia	Acelga	Lechuga	Acelga	Lechuga	Alcachofa	Lechuga
Cd	1,47	0,24	2,6	3,7	0,313-0,388	0,792-0,903	--	--
Co	0,57	n.c.	--	--	--	--	--	--
Cr	3,35	0,68	--	--	1,75-2,68	0,945-1,035	--	--
Cu	13,2	8,7	34,7	13,8	11,7-13,7	4,17-6,62	9,0 y 6,8/7,1 y 6,1	140,5/7,6
Fe	430,6	64,6	--	--	--	--	41,2 y 46,6/34,5 y 46,4	168/208
Mn	63,5	21,4	--	--	--	--	22,0 y 19,5/16,5y 16,9	107/80,2
Ni	3,84	1,32	--	--	1,08-1,18	0,487-0,596	--	--
Pb	1,99	0,28	--	--	0,610-1,160	1,18-1,46	--	--
Zn	41,7	44,3	462	182	27,0-31,1	19,8-32,0	41,4 y38,9/26,7 y35,0	66,1/40,3

Miner *et al.* (1997) en el estado de Carolina (EEUU), analizan acelgas, tabaco, cacahuetes y lechugas, Cd y Pb, estudian el efecto producido por los lodos de depuradora en el contenido de metales pesados y establecen relaciones entre el contenido de metales en los cultivos y las características edáficas y los contenidos de metales en el suelo; **Canet *et al.* (1998)** Moncada (Valencia), acelgas y lechugas, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, estudian el efecto producido por diferentes tratamientos de lodos de depuradora y fertilización mineral en el contenido de metales pesados en parcelas experimentales, aquí se presentan los contenidos de las parcelas control y las parcelas en las que se aplican fertilizantes nitrogenados; **Gómez (2001)** Paiporta y Moncada (Valencia), hortalizas, en dos estaciones experimentales se realiza una comparación entre cultivos convencional y ecológico con respecto a rendimiento, calidad de las cosechas y fertilidad del suelo en hortalizas.

Tabla 5.29.- Contenido de metales en cultivos (mg/kg), expresado en peso fresco.

	Castellón		Bosque <i>et al.</i> (1990)			Kaw. y Val. (2003)	Zurera <i>et al.</i> (1987)		
	Hojas	Inflorescencia	Alcachofa	Acelga	Lechuga	Lechuga	Alcachofa	Acelga	Lechuga
Cd	0,21	0,04	0,042/0,025	0,158/0,196	0,050/0,229	--	<0,006-0,012	0,008-0,015	0,006-0,015
Co	0,08	n.c.	--	--	--	--	--	--	--
Cr	0,47	0,11	--	--	--	--	--	--	--
Cu	1,86	1,38	--	--	--	0,4	--	--	--
Fe	59,77	10,29	--	--	--	5	--	--	--
Mn	9,21	3,39	--	--	--	4	--	--	--
Ni	0,55	0,21	--	--	--	--	--	--	--
Pb	0,29	0,05	0,077/0,154	0,328/0,061	0,357/0,231	--	0,340-0,514	0,115-0,226	0,117-0,242
Zn	5,94	7,04	--	--	--	3,3	--	--	--

Bosque *et al.* (1990) en dos zonas de Tarragona, hortalizas, Pb y Cd, comparan los resultados de las dos áreas: la del norte con influencia industrial y la del sur sin influencia industrial; **Kaw. y Val. (2003)** corresponde a Kawashima y Valente (2003), Brasil, nutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn), estudian el contenido de nutrientes minerales en hortalizas de hoja de consumo habitual en Brasil; **Zurera *et al.* (1987)** llanura del Guadalquivir (Córdoba), diferentes tipos de hortalizas frescas, Pb y Cd.

Seguidamente, se presentan los resultados correspondientes a cada metal.

Cadmio

El Cd debido a su elevada toxicidad y alta solubilidad en agua, que permite su fácil distribución en los ecosistemas acuáticos, es considerado un contaminante importante (Das *et al.*, 1997). Además, su peligrosidad es debida a que permanece mucho tiempo en el suelo, se acumula en cultivos en concentraciones por debajo de su fitotoxicidad, entra al cuerpo a través de la comida y se acumula en el cuerpo (Alloway y Jackson, 1991; Oliver, 1997; Gupta y Gupta, 1998). La principal vía de entrada en las plantas es desde el suelo. La cantidad y la forma en la que se presenta el metal en el suelo condicionan su entrada. Su disponibilidad depende también de algunas características edáficas, como el pH, la MO, la CIC, las arcillas, los óxidos de Fe y Al, y de las interacciones producidas entre los diferentes elementos metálicos (Page *et al.*, 1981; Norvell *et al.*, 2000; Kuo *et al.*, 2004). Otro condicionante importante son las características del cultivo, entre las que destacan la especie y la variedad, el tejido vegetal o la edad de las hojas (McLaughlin *et al.*, 1999b).

El contenido medio de Cd, expresado en peso seco, en los cultivos de hoja es de 1,47 mg/kg y el rango de valores entre 0,17 y 6,63 mg/kg, mientras la concentración media en las alcachofas es de 0,24 mg/kg, y el rango entre 0,10 y 0,56 mg/kg. De todos los cultivos analizados, hay tres muestras de acelgas que presentan valores de Cd, expresados en peso seco, superiores al rango de 0,1 a 2,4 µg/g que es considerado normal por Alloway y Ayres (1993) y una muestra tiene una concentración comprendida dentro del rango de valores considerados tóxicos (5-30 µg/g) por estos autores. La comparación de la concentración media de Cd, expresada en peso

seco, en los cultivos de hoja de Castellón con los resultados de otros estudios muestra que está comprendida en el rango encontrado en los otros estudios (Tabla 5.28).

El contenido considerado normal (0,2 a 0,8 $\mu\text{g/g}$) en muestra fresca es superado en una de las muestras de los cultivos de hoja (ver Figuras 5.38 y 5.39), aunque sin alcanzar la concentración característica de plantas contaminadas (5-30 $\mu\text{g/g}$) (Ross, 1994a). Las concentraciones medias de las alcachofas y los cultivos de hoja, expresadas en muestra fresca, son elevadas aunque son similares a los contenidos descritos por otros autores (Tabla 5.29).

El Cd se puede acumular en el cuerpo humano y provocar afecciones renales, alteraciones óseas y fallos del aparato reproductor, y no se descarta que pueda tener efecto carcinógeno (DOCE, 2001). Estos efectos negativos en la salud humana, junto con el hecho de que los alimentos son la principal fuente de ingestión, han llevado a regular los niveles máximos permitidos en alimentos mediante el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001). Las hortalizas se agrupan en tres grupos, hortalizas de hoja, hortalizas de raíz y patatas, y otras hortalizas. Para cada uno de los tres grupos se establece un máximo. Las diferencias entre los grupos son debidas a las particularidades de cada uno, ya que presentan distinta capacidad de absorción y acumulación de Cd (Zurera *et al.*, 1987).

El contenido medio de Cd, expresado en peso de muestra fresca, en los cultivos de inflorescencia (alcachofa) es de 0,04 mg/kg, por tanto es inferior a 0,05 mg/kg, que es el valor límite permitido por el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001) para hortalizas (Berg y Licht, 2002). No obstante, hay que destacar que tres muestras (MPC-28, MPC-30 y MPC-43) superan este valor, como se puede ver en la Figura 5.38.

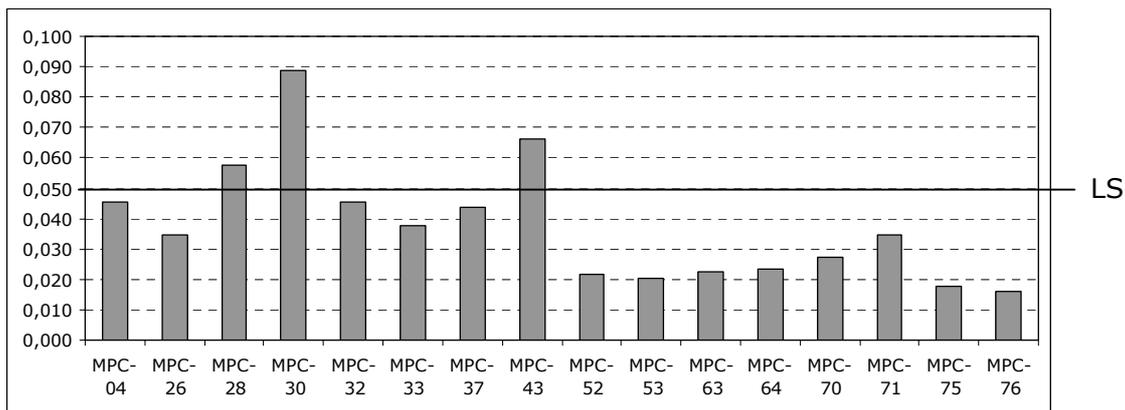


Figura 5.38.- Contenido de Cd (mg/kg en peso fresco) en las muestras de alcachofa. LS corresponde al Límite superior permitido para el Cd en hortalizas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001).

El contenido medio de Cd de los cultivos de hoja, expresado en peso de muestra fresca, es de 0,2 mg/kg, que corresponde al límite superior permitido en hortalizas de hoja por el Reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001). A pesar de ello, solamente tres muestras (MPC-06, MPC-08 y MPC-22) de las catorce superan este límite (Figura 5.39). No obstante, es destacable la concentración de las tres muestras, ya que en dos de ellas el valor es tres veces mayor al contenido permitido, y, en la tercera, el contenido de Cd cuadruplica el valor permitido.

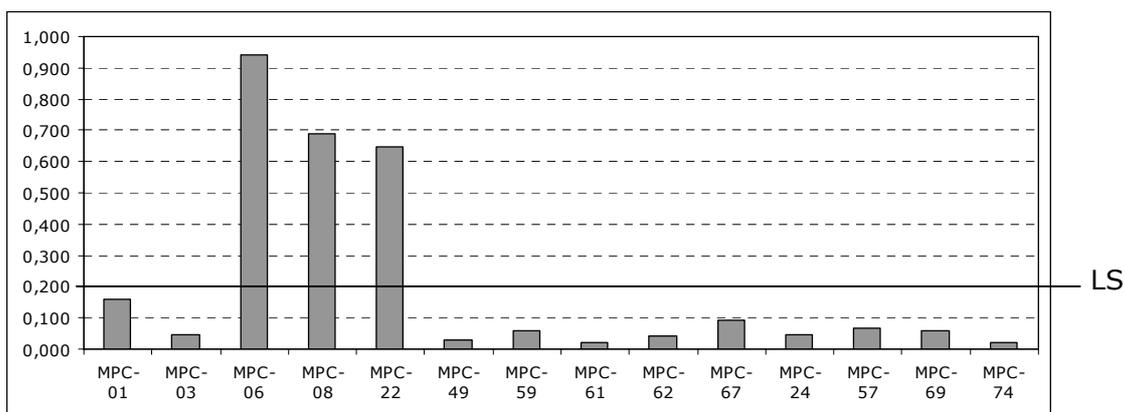


Figura 5.39.- Contenido de Cd (mg/kg en peso fresco) en los cultivos de hoja. LS corresponde al Límite superior para el Cd en hortalizas de hoja según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001).

Cobalto

El Co no es un elemento esencial para el crecimiento en plantas superiores, pero es necesario para la fijación del nitrógeno en las simbiosis de las raíces "noduladas" (Peterson y Girling, 1981). Está presente en las plantas en contenidos inferiores a 1 mg/kg, expresado en peso seco (Adriano, 2001). En las muestras, únicamente, una muestra de cultivos de hoja supera este valor. Sin embargo, en las alcachofas el contenido es tan bajo, inferior a 4 µg/l en el extracto, que no se puede detectar y, solamente, se ha podido cuantificar en seis de las catorce muestras de cultivos de hoja (Tabla 5.28). Las seis muestras de cultivos de hoja que presentan contenidos suficientemente elevados para poder ser cuantificadas presentan un valor medio, expresado en peso seco, de 0,57 mg/kg.

El rango considerado normal, expresado en muestra fresca, está entre 0,05 y 0,5 µg/g (Ross, 1994a). El valor medio de los cultivos de hoja (0,08 mg/kg), que se pueden cuantificar, está comprendido en el rango normal. No obstante, hay diez muestras de los cultivos de hoja, las ocho muestras no cuantificables y dos de las cuantificadas, y todas las muestras de alcachofa que presentan contenidos por debajo de lo normal, inferiores a 0,05 mg/kg (Figura 5.40).

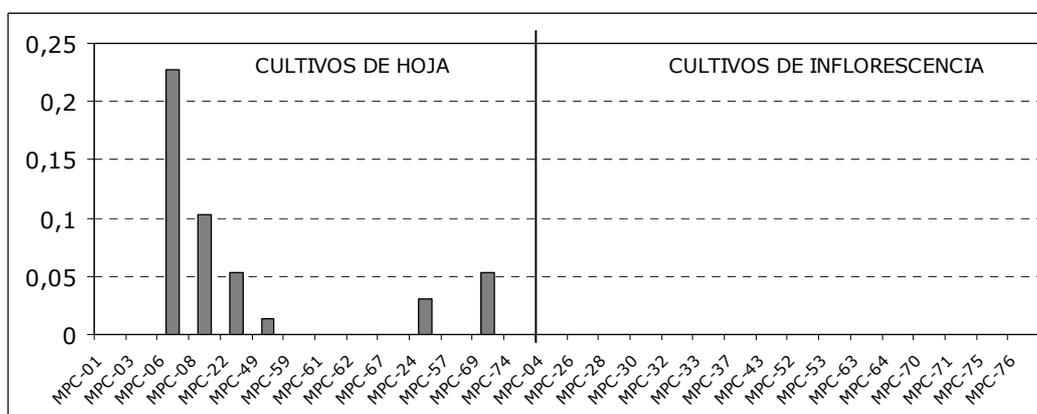


Figura 5.40.- Contenido de Co (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

Cromo

La concentración de Cr en los cultivos de hoja (3,35 mg/kg), expresado en peso seco, es superior al encontrado por Canet *et al.* (1998), en las parcelas control de Moncada (Valencia) (no fertilizadas o fertilizadas con fertilizante nitrogenado) (Tabla 5.28) y es mucho mayor al encontrado en las alcachofas (0,68 mg/kg). No obstante, los valores en ambos tipos de cultivos están dentro del rango considerado como normal (0,1 a 5 mg/kg) para la parte aérea de una planta no contaminada o normal (Barceló y Poschenrieder, 1992). Los contenidos medios están comprendidos en el rango normal, pero hay tres muestras de cultivos de hoja que superan el contenido normal para la parte aérea. Sin embargo, sólo una muestra supera el rango normal en hojas (0,03-14 µg/g), según los criterios de Alloway y Ayres (1993). A pesar de ello, estos valores en ningún caso superan el rango entre 5 y 30 mg/kg que fue definido para la parte aérea de una planta normal sometida a concentración tóxica crítica por Barceló y Poschenrieder (1992). Asimismo, Alloway y Ayres (1993) establecen este contenido como tóxico en hojas.

En las plantas analizadas el contenido máximo, expresado en peso fresco, es de 3,04 mg/kg y el mínimo de 0,05 mg/kg. Por tanto, las concentraciones de todos los cultivos están comprendidas en el rango considerado normal, que está entre 0,03 y 15 µg/g (Figura 5.41), y no alcanzan las concentraciones características de plantas contaminadas (5-30 µg/g) (Ross, 1994a).

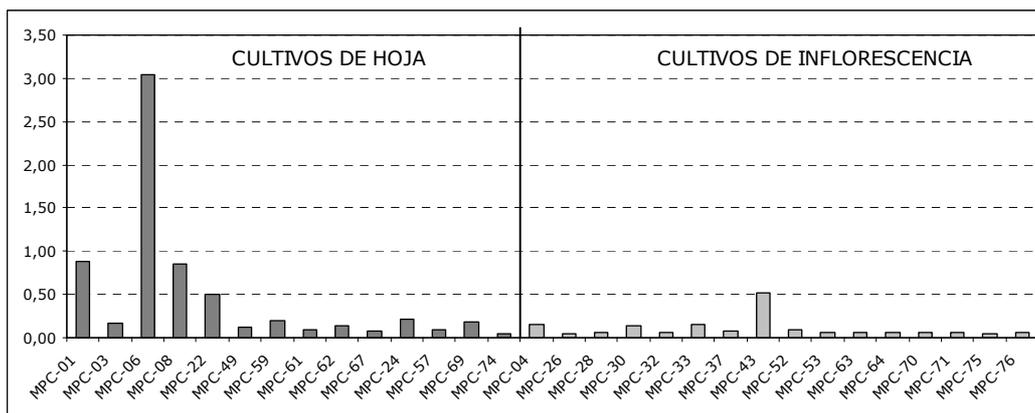


Figura 5.41.- Contenido de Cr (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

Cobre

El Cu es un elemento esencial para las plantas, y adquiere una función importante en las actividades metabólicas de las plantas superiores (Lepp, 1981). A pesar de ello, se encuentra en menor concentración que otros elementos esenciales. Las plantas se pueden desarrollar con normalidad con pequeñas concentraciones de Cu en los tejidos, concretamente entre 5 y 20 ppm (Adriano, 2001). Los valores inferiores a 4 ppm o superiores a 20 ppm pueden producir problemas en el desarrollo vegetal tanto por deficiencia como por exceso. Sin embargo, existen pequeñas diferencias a la hora de delimitar la concentración normal del Cu y otros autores proponen rangos más estrechos. Así, Strasburger *et al.* (1994) considera que la concentración normal está entre 3 y 10 mg/kg; para Macnicol y Beckett (1985) los contenidos de Cu inferiores a 10 mg/kg no provocan problemas en los cultivos. Además, estos autores exponen los resultados de un trabajo realizado en Inglaterra y Gales, en el que se consideran como valores normales los pertenecientes al rango entre 5 y 15 mg/kg, y son considerados tóxicos para las plantas contenidos superiores a 25 mg/kg.

La concentración de Cu, expresada en peso seco, de las muestras (entre 4,3 y 19,7 mg/kg) está en el rango definido por

Adriano (2001). Sin embargo, los valores de algunas muestras de cultivos de hoja se encuentran por encima del rango considerado como normal por los otros autores, aunque no alcanzan valores tóxicos. Además, la comparación de los resultados, expresados en peso seco, muestra que están comprendidos en el rango de valores obtenidos por otros autores para los mismos cultivos (Tabla 5.28). Así, se puede ver que la concentración en los capítulos de alcachofa analizados es similar a la encontrada en los diferentes ensayos realizados por Gómez (2001). Esta autora realizó un estudio en parcelas experimentales de la Comunidad Valenciana en el que se comparan los niveles de micronutrientes en cultivos hortícolas con prácticas convencionales y ecológicas (Tabla 5.28).

Los contenidos de Cu en los cultivos de hoja y en las alcachofas, expresados en peso fresco, están por debajo del contenido normal, que está entre 4 y 15 $\mu\text{g/g}$ según Ross (1994a), como reflejan los resultados expuestos en la Figura 5.42.

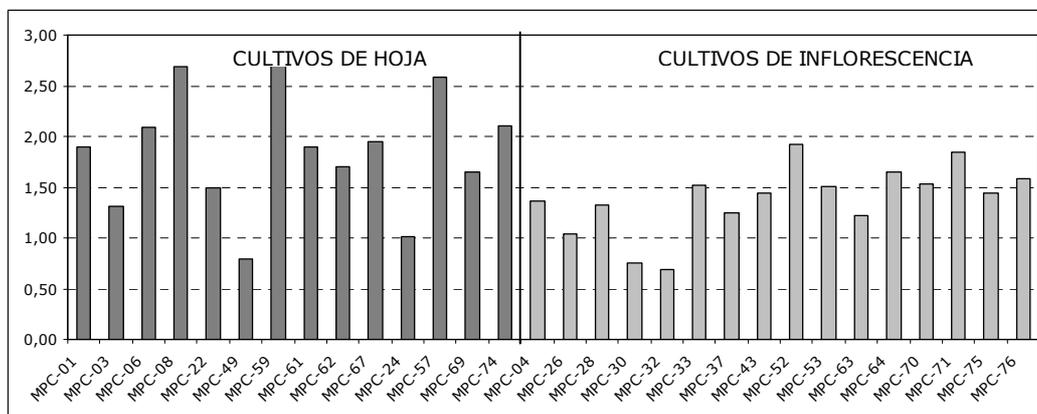


Figura 5.42.- Contenido de Cu (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

Por otro lado, la comparación con el valor encontrado en lechugas por Kawashima y Valente (2003) muestra que la concentración de los metales en los cultivos de hoja de las muestras de Castellón cuadruplica el valor encontrado por estos autores en un

estudio realizado en hortalizas de Brasil (Tabla 5.29), que puede ser debido a las diferencias en las prácticas de gestión llevadas a cabo (p. ej. aplicación de fertilizantes). Además, por supuesto, de los diferentes contenidos de este metal en los respectivos suelos, y la influencia en estos de las características y propiedades de los suelos.

Hierro

El Fe es un micronutriente esencial para el desarrollo vegetal, y presenta la mayor concentración de los elementos analizados en este trabajo en los dos tipos de cultivos estudiados. El contenido medio de Fe, expresado en peso seco, es 430,6 mg/kg, en los cultivos de hoja, y 64,7 mg/kg, en los capítulos de alcachofa. En los dos tipos de cultivos las medias son superiores a los valores encontrados por Gómez (2001) en las parcelas experimentales de Moncada (Valencia) de cultivo de alcachofas y lechugas (Tabla 5.28). No obstante, si se obvia la muestra con el valor más elevado los contenidos medios son, aunque superiores, similares a los de Gómez (2001).

El contenido medio de Fe en los cultivos de hoja, expresado en peso fresco, es de 59,9 mg/kg. Esta elevada concentración media se debe al gran contenido de la muestra MPC-06, como reflejan los resultados obtenidos en las parcelas analizadas (Figura 5.43). No obstante, todas las muestras analizadas en Castellón presentan valores superiores a la concentración media encontrada en lechugas por Kawashima y Valente (2003) (Tabla 5.28), que como mínimo doblan el contenido encontrado por estos autores. Estas diferencias, como ya se ha comentado, quizás son debidas a las distintas prácticas de gestión y a las diferencias en los contenidos de Fe del suelo.

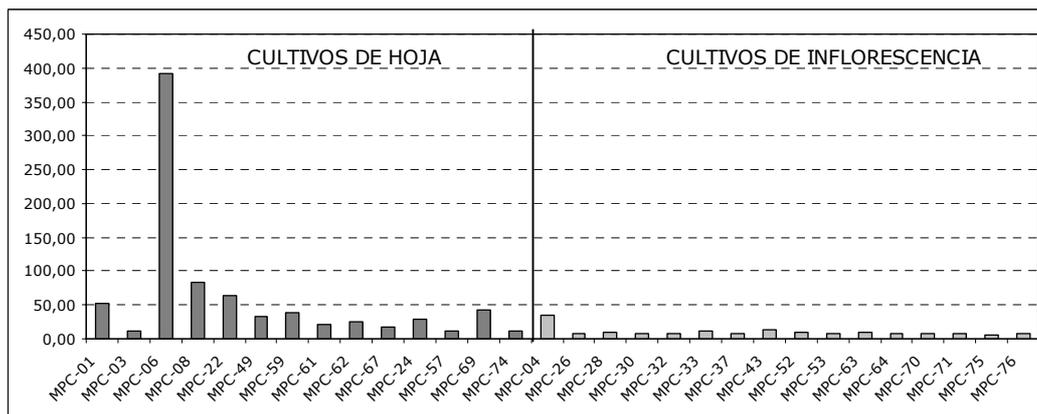


Figura 5.43.- Contenido de Fe (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

Manganeso

El Mn es un elemento esencial que interviene en diferentes funciones del desarrollo vegetal, siendo la más conocida su participación en el proceso fotosintético. Tanto la deficiencia como el exceso de Mn producen alteraciones en el crecimiento vegetal, que variarán en función de la especie y la concentración. Las concentraciones, en peso fresco, consideradas como normales en plantas están entre 15 y 1.000 $\mu\text{g/g}$ (Ross, 1994a). Las concentraciones en hoja de lechuga superiores a 1000 ppm se consideran niveles tóxicos, provocando una reducción de la producción en un 5%, según Adriano (2001).

Los valores de las muestras analizadas, con una media de 9,21 mg/kg para cultivos de hoja y 3,39 mg/kg en alcachofas, expresadas en peso fresco, se encuentran por debajo del rango considerado como normal por Ross (1994a). No obstante, la Figura 5.44 refleja que dos muestras que corresponden a las parcelas MPC-03 y MPC-09 presentan concentraciones dentro del rango considerado normal. Por otro lado, los resultados encontrados por otros autores, concretamente Kawashima y Valente (2003), en lechugas de Brasil son inferiores a las concentraciones de los cultivos de hoja en Castellón (Tabla 5.29). Una vez más, hay que destacar que estas

diferencias pueden ser debidas a las distintas prácticas de gestión, además de los contenidos en los suelos y las diferentes características y propiedades edáficas en cada lugar.

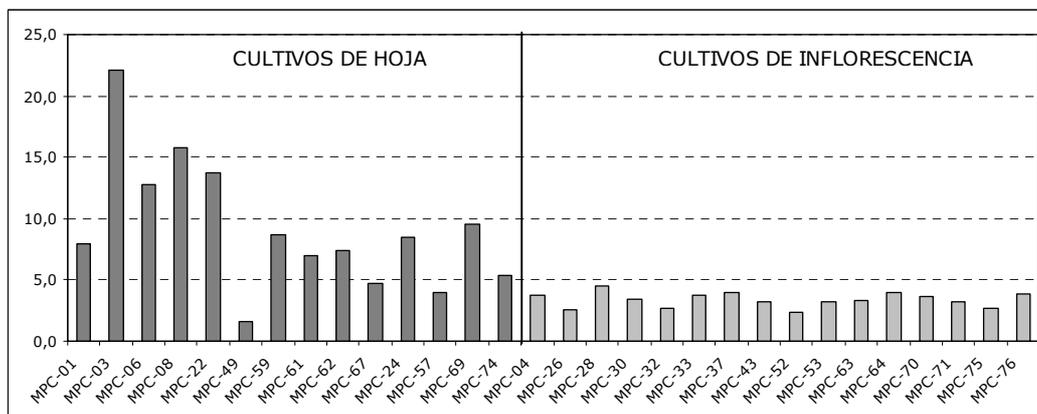


Figura 5.44- Contenido de Mn (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

En tejidos maduros de hojas, Jones (1972), citado en Adriano (2001), estableció que generalmente los niveles inferiores a 20 ppm eran deficientes, entre 20 y 500 ppm eran suficientes y contenidos superiores a 500 ppm eran tóxicos. La comparación de los resultados obtenidos en Castellón, expresados en peso seco, con estos valores indica que todas las muestras de cultivos de hoja y 11 de alcachofas presentan niveles suficientes, mientras que 5 de las 16 muestras de alcachofas tienen niveles deficientes. Además, las concentraciones de los capítulos de alcachofa de Castellón (21,4 mg/kg), expresados en muestra seca, son similares a las encontradas por Gómez (2001), en las parcelas experimentales de Moncada (Valencia), mientras que los contenidos de Mn en los cultivos de hoja de Castellón (63,5 mg/kg) son inferiores a los de las lechugas de Moncada (Valencia) (Tabla 5.28).

Níquel

El Ni es esencial para las plantas a bajas concentraciones, aunque no se conoce exactamente la función que cumple. El rango de los valores de Ni en las muestras, expresados en peso seco, está comprendido entre 0,29 y 25,15 mg/kg. En las inflorescencias los valores son menores, ya que el valor máximo es de 3,2 mg/kg. Alloway y Ayres (1993) proponen, como rango normal de Ni en hojas, concentraciones entre 0,02 y 5 µg/g, siendo valores tóxicos entre 10 y 100 µg/g. Un rango ligeramente más estrecho fue propuesto por Kabata-Pendias y Pendias (1992), referenciado en Adriano (2001), que definieron la concentración normal para hortalizas entre 0,2 y 3,7 ppm. En ambos rangos, tres muestras de cultivos de hoja de Castellón presentan niveles tóxicos, mientras el resto de los cultivos de hoja y las alcachofas presentan valores inferiores a 5 mg/kg o 3,7 ppm, considerados normales por estos autores.

Al realizar la comparación con otros estudios, todas las alcachofas y algunas muestras de cultivos de hoja están por debajo del rango considerado como normal para plantas, entre 15 y 25 mg/kg, en el estudio realizado en Inglaterra y Gales que exponen Macnicol y Beckett (1985). Estos bajos niveles en planta, pueden ser debidos a los bajos niveles presentes en los suelos, con contenidos inferiores a la media normal. En ningún caso superan la concentración de 50 mg/kg, que puede ser excesiva (Hutchinson, 1981). La comparación con otros estudios realizados en Valencia (Tabla 5.28) muestra que los contenidos de Ni en los cultivos de hoja son mucho mayores a los encontrados por Canet *et al.* (1998), en parcelas control (no fertilizadas o con fertilización nitrogenada mineral) ubicadas en Moncada (Valencia).

El rango establecido como normal, expresado en peso fresco, es de 0,02 a 5 µg/g, según Ross, (1994a). Según este rango todas las muestras tienen una concentración normal (Figura 5.45).

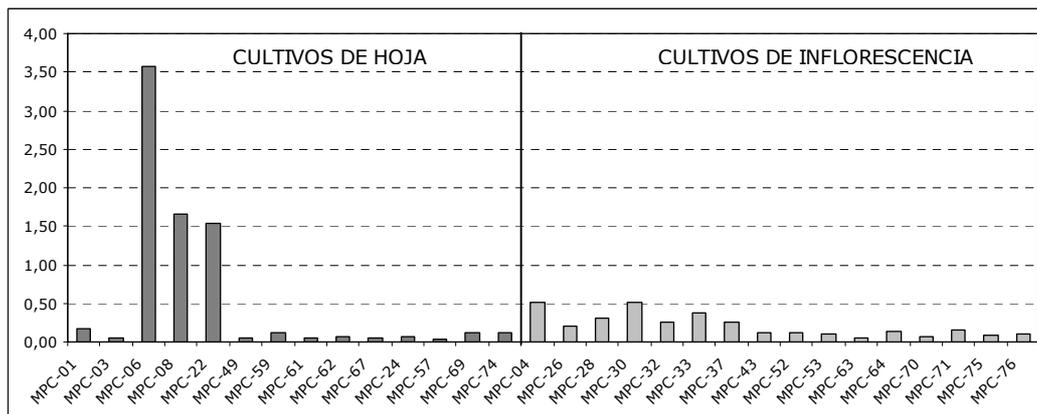


Figura 5.45.- Contenido de Ni (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

Plomo

El Pb queda retenido normalmente por el suelo en los horizontes superficiales, y la concentración en la solución del suelo suele ser muy baja (McLaughlin *et al.*, 1999b). A pesar de no ser un elemento esencial, la baja disponibilidad para las plantas hace que no suelen presentar problemas de toxicidad por Pb. Esto es debido, en gran medida, a la gran afinidad que tiene este metal por asociarse con la materia orgánica del suelo.

El contenido de Pb en seis muestras de alcachofa no se pudo cuantificar, ya que la concentración en el extracto fue inferior a 5 $\mu\text{g/L}$. El rango de los contenidos de los cultivos determinados, en peso seco, está entre 0,25 y 5,87 mg/kg. Estos valores son bajos si los comparamos con los contenidos normales en hojas definido por Alloway y Ayres (1993), que concretamente están entre 5 y 10 $\mu\text{g/g}$. Por otro lado, comparando los resultados con los de otros estudios, una muestra correspondiente a cultivo de acelga supera la concentración de 5 mg/kg. Este valor es considerado como contaminado en algunos casos y para un cultivo similar, concretamente por Shllaku y Landner (1995). Estos autores proponen que la concentración en las espinacas no contaminadas corresponde

al intervalo entre 1 y 5 mg/kg. Además, los valores de los cultivos de hoja encontrados en Castellón son superiores al contenido encontrado por Canet *et al.* (1998) en parcelas control (no fertilizadas o con fertilización nitrogenada mineral) ubicadas en Moncada (Valencia) (Tabla 5.28).

El límite máximo permitido por el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001) se ha establecido para dos grupos diferentes de hortalizas y se expresa en peso de muestra fresca. Por un lado, el límite para las hortalizas, que comprende todas las hortalizas excepto las del género *Brassica* y las hortalizas de hoja, es 0,1 mg/kg y, para el segundo grupo, que comprende las hortalizas del género *Brassica* y hortalizas de hoja el límite es 0,3 mg/kg (Berg y Licht, 2002). Ninguna de las muestras de alcachofa supera el límite establecido por la legislación para el primer grupo de cultivos, que es al que pertenece; al ser el valor máximo de 0,10 mg/kg (Figura 5.46).

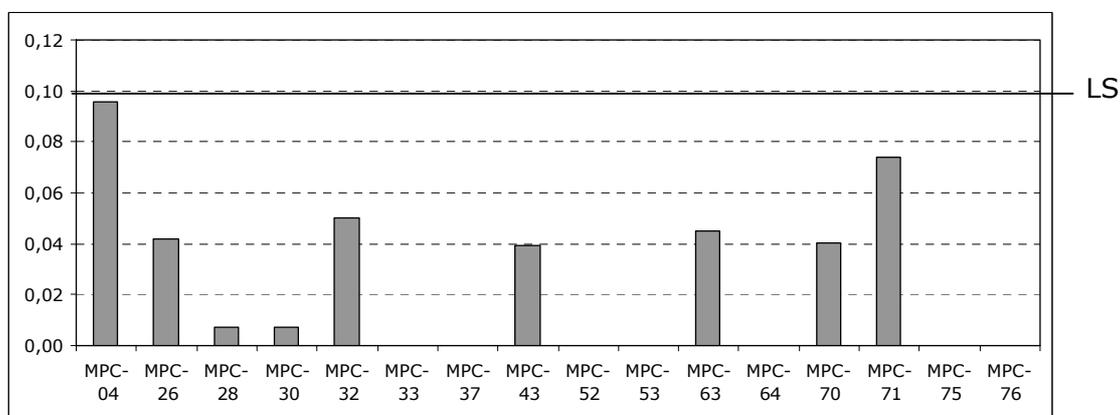


Figura 5.46.- Contenido de Pb (mg/kg expresado en peso fresco) en las muestras de alcachofas. LS corresponde al Límite superior permitido de Pb en hortalizas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001).

En los cultivos de hoja analizados, el contenido medio es de 0,29 mg/kg. Este valor está en el límite permitido por la legislación, ya que el límite máximo establecido, en muestra fresca, para este tipo de cultivos es de 0,3 mg/kg, como se ha indicado anteriormente. Esta media relativamente elevada de las muestras es consecuencia

de los altos contenidos que presentan cuatro muestras de acelgas (MPC-06, MPC-08, MPC-22, MPC-62). Como muestra la Figura 5.47, dos muestras (MPC-06 y MPC-62) presentan valores superiores al doble del valor fijado como máximo por la legislación, mientras las otras dos muestras superan el valor permitido, pero sin llegar a duplicarlo.

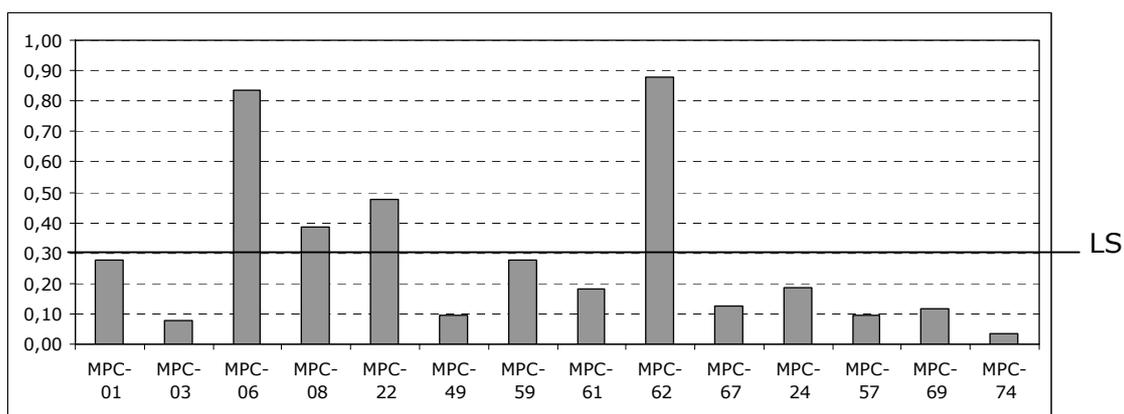


Figura 5.47.- Contenido de Pb (mg/kg expresado en peso fresco) en las muestras de cultivos de hoja. LS corresponde al Límite superior permitido de Pb en hortalizas de hojas según el reglamento CE nº 466/2001 (DOCE, 2001).

Zinc

El Zn juega un importante papel en la fotosíntesis, afecta a la actividad enzimática, la concentración de clorofila y la "transmisión estomática" (Khan *et al.*, 1998). La deficiencia de Zn es común en cultivos y, particularmente, en cereales cultivados sobre suelos calcáreos de zonas áridas o semiáridas (Erenoglu *et al.*, 1999). En las plantas sanas la concentración de Zn, expresada en peso seco, debe estar entre 10 y 100 ppm, y en plantas con deficiencia de Zn entre 0 y 15 ppm (Collins, 1981). En hortalizas la concentración normal debe estar entre 30 y 100 ppm según Lucas (1967), citado en Adriano (2001). Las concentraciones en las muestras analizadas en Castellón, que están entre 24,0 y 82,9 mg/kg (Tabla 5.26), indican que sus contenidos están comprendidos en los niveles propuestos como

normales, y no presentan deficiencias de Zn. Sin embargo, la comparación con los niveles propuestos en otros estudios, concretamente el realizado por Shllaku y Landner (1995), parece indicar que dos muestras de cultivos de hoja (MPC-6 y MPC-74) y una muestra de alcachofa (MPC-64) superan ampliamente el valor, en peso seco, propuesto para espinacas no contaminadas (30-50 mg/kg) por estos autores. No obstante, los contenidos de Zn, expresados en peso seco, están comprendidos en el rango de valores encontrados por otros autores, tanto en cultivos de hoja como en alcachofas (Tabla 5.28).

Por otro lado, el contenido medio de Zn, determinado en muestra fresca, para los dos tipos de cultivo están por debajo del rango de concentraciones normales (8-400 $\mu\text{g/g}$) (Ross, 1994a). De hecho, solamente 3 muestras de cultivos de hoja (MPC-06, MPC-59, MPC-74) y cuatro muestras de cultivos de inflorescencia (MPC-52, MPC-53, MPC-63, MPC-64) presentan concentraciones comprendidas en el rango normal descrito por Ross (1994a) (Figura 5.48).

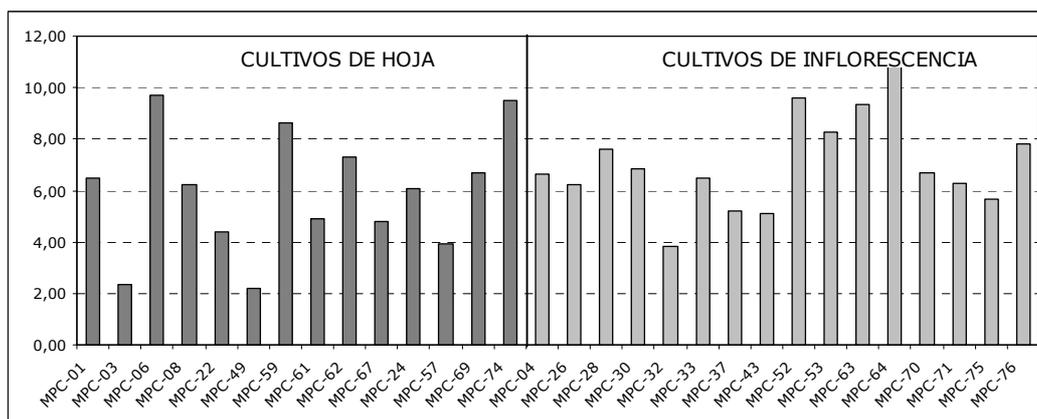


Figura 5.48.- Contenido de Zn (mg/kg), expresado en peso fresco, en cada uno de los cultivos.

A pesar de ello, el contenido en los cultivos de hoja dobla al valor encontrado por Kawashima y Valente (2003) en lechugas (Tabla 5.29). Estas diferencias, como ya se ha comentado, quizás son debidas a las distintas prácticas de gestión y a diferencias en el suelo,

tanto de las características y propiedades edáficas como de la concentración de Zn en las zonas.

5.5.1. Diferencias en el contenido de metales entre los dos tipos de cultivos

Las diferencias en la concentración media de los metales en los dos tipos de cultivos se evaluaron mediante la aplicación de tests de comparación de medias paramétrico (Test T) o no paramétrico (U de Mann Whitney), dependiendo de las características poblacionales de cada metal. La comparación fue realizada tanto para la concentración expresada en peso seco como en fresco. Los resultados muestran diferencias, estadísticamente significativas, para cinco de los nueve metales analizados (Figura 5.49). Así, el Cd, Cr, Cu, Fe y Mn, tanto en muestra seca como en muestra fresca, presentan mayores concentraciones en los cultivos de hoja. El contenido medio de Ni es tres veces mayor en los cultivos de hoja que en las alcachofas, pero las diferencias no son estadísticamente significativas (Figura 5.49). Tampoco hay diferencias, estadísticamente significativas, en el contenido de Zn, a pesar de ser superior la concentración media de las alcachofas.

Por otro lado, no se ha podido cuantificar la cantidad presente de Co en todas las muestras de cultivos, por lo que no se ha realizado la comparación estadística entre los dos tipos de cultivo. Sin embargo, los resultados parecen indicar que los cultivos de hoja tienen mayor capacidad de absorber o acumular este metal, ya que no se ha podido cuantificar en las alcachofas y sí en algunas muestras de los cultivos de hoja. Esto está de acuerdo con un estudio expuesto por Adriano (2001) en el que se observó que los cultivos de hoja tienen contenidos relativamente altos comparados con los contenidos en granos o céspedes. Además, algunos de los factores que más

influyen en el contenido de Co en las plantas son la especie y el órgano examinado (Peterson y Girling, 1981). Por lo tanto, es previsible la existencia de importantes diferencias en el contenido de Co entre los cultivos estudiados.

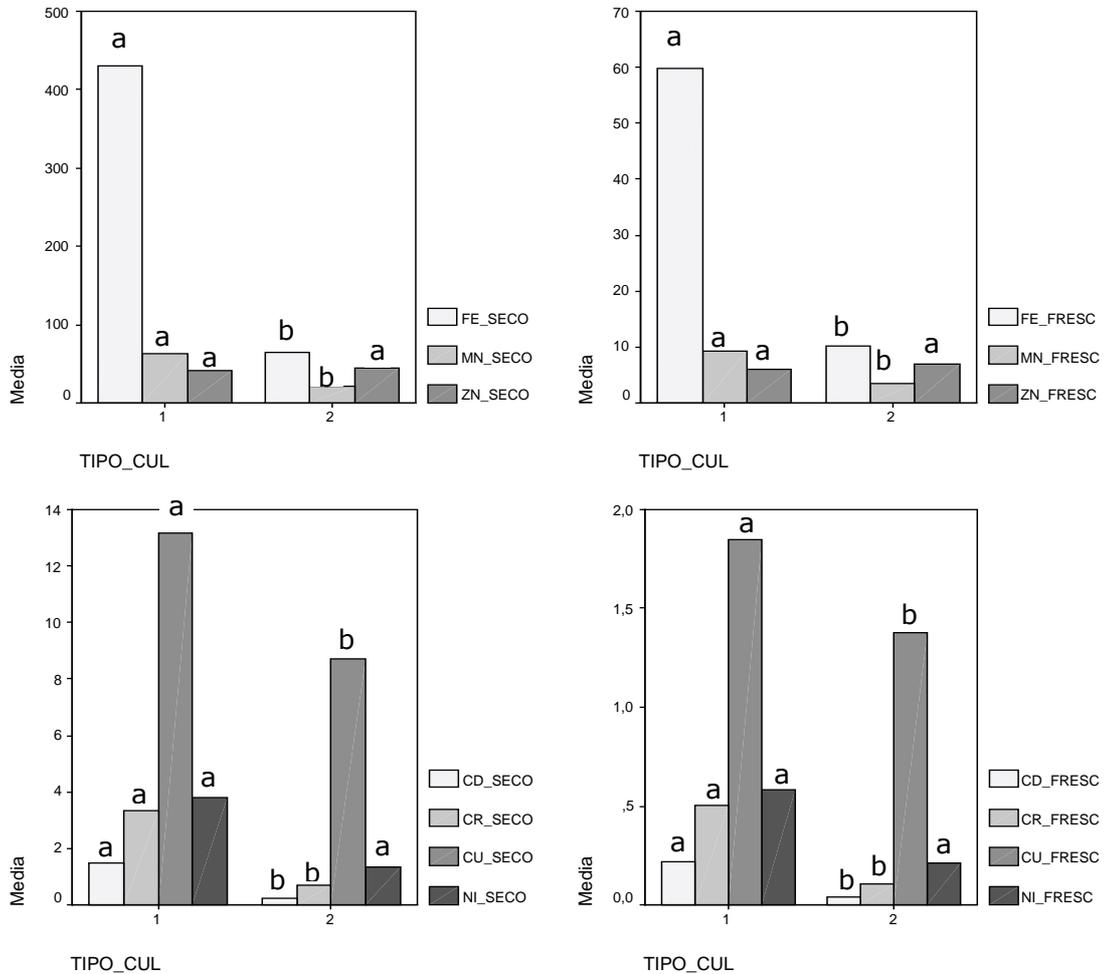


Figura 5.49.- Comparación del contenido de metales entre los cultivos de hoja (TIPO_CUL 1) y los cultivos en inflorescencia (TIPO_CUL 2).

Tampoco se han aplicado los tests estadísticos para el Pb, al haber una importante diferencia en el número de muestras cuantificadas entre los dos tipos de cultivos. En las alcachofas, la concentración media de Pb es siete veces menor que la encontrada en los cultivos de hoja. Estos resultados parecen indicar una mayor acumulación de Pb en los cultivos de hoja con respecto a las

alcachofas. Esta acumulación puede ser debida tanto a la transferencia desde el suelo como a la deposición atmosférica.

Las diferencias observadas en el contenido de metales pesados entre los dos tipos de cultivos pueden estar condicionadas, principalmente, por dos grupos de factores. Por un lado, los relativos a las características y propiedades edáficas; y por otro, los referentes a las características propias de cada especie vegetal. Por este motivo, la comparación de la absorción de metales por diversas especies, o variedades de cultivos, en el laboratorio se realiza en las mismas condiciones de cultivo (Garate *et al.*, 1993; Sadana y Claassen, 2000; Podlesáková *et al.*, 2000). Las variables controladas habitualmente en los experimentos realizados en el laboratorio son las características y propiedades edáficas y la concentración de metales en el suelo. Sin embargo, el estudio realizado en Castellón es en campo, en parcelas seleccionadas aleatoriamente, por lo que puede haber diferencias entre los dos grupos de parcelas tanto en las características y propiedades edáficas como en el contenido de metales en el suelo. Por lo tanto, se analizó la posible existencia de diferencias entre los dos grupos de parcelas para estas variables, que permitiría evaluar si la existencia de diferencias pudiese estar influyendo en la transferencia de los metales y, como consecuencia, en los contenidos de metales en los dos tipos de cultivos.

La comparación de las variables de las parcelas en las que crecen los dos tipos de cultivos, cultivos de hoja e inflorescencia, se ha realizado con los valores medios de las características y propiedades edáficas y la concentración de los metales, "pseudo-totales" y extraíbles, en el suelo. La existencia de diferencias significativas se ha valorado mediante un test paramétrico de comparación de medias (Test T) o no paramétrico (U de Mann Whitney), dependiendo de las características de las poblaciones.

En la Tabla 5.30 se presenta el resumen estadístico de las características y propiedades de los suelos de las parcelas, agrupadas

en función del tipo de cultivo presente. Además, mediante letras (a o b) se presentan los resultados de los tests de comparación de medias. Las letras iguales indican que no hay diferencias, estadísticamente significativas, en la propiedad edáfica entre los dos grupos de parcelas, mientras que letras distintas indican diferencias, estadísticamente significativas, entre los dos grupos de parcelas.

Tabla 5.30.- Características y propiedades del suelo, agrupadas en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16).

	Tipo de cultivo	Media	Desv.Tip	Rango	Test (Sig)
pH_{agua}	Hojas	8,04 ^a	0,16	7,80-8,40	0,352
	Inflorescencia	8,11 ^a	0,23	7,60-8,40	
pH_{KCl}	Hojas	7,52 ^a	0,14	7,30-7,90	0,334
	Inflorescencia	7,48 ^a	0,14	7,10-7,70	
CE	Hojas	2,59 ^a	2,20	0,70-8,14	0,093
	Inflorescencia	1,45 ^a	0,90	0,70-3,70	
CA	Hojas	33,4 ^a	12,3	14,9-60,3	0,262
	Inflorescencia	27,9 ^a	14,0	10,6-52,4	
MO	Hojas	4,37 ^a	1,33	2,3-7,2	0,027
	Inflorescencia	3,31 ^b	1,17	2,0-6,2	
CIC	Hojas	19,35 ^a	4,13	14,4-30,0	0,032
	Inflorescencia	16,45 ^b	2,84	9,9-20,6	
Arena	Hojas	30,9 ^a	12,4	3,2-55,1	0,228
	Inflorescencia	35,4 ^a	7,4	26,3-56,3	
Limo	Hojas	41,4 ^a	11,5	20,1-66,9	0,822
	Inflorescencia	40,6 ^a	6,8	23,6-49,0	
Arcilla	Hojas	27,7 ^a	10,9	9,3-51,2	0,233
	Inflorescencia	24,0 ^a	2,6	20,2-30,1	

La comparación del pH en agua y KCl, conductividad eléctrica, carbonatos, materia orgánica, CIC, arena, limo y arcilla entre los suelos de los dos tipos de cultivos, muestran diferencias significativas para el contenido de materia orgánica y la CIC (Tabla 5.30). Las dos propiedades son superiores en los suelos sobre los que se cultivan acelgas y lechugas. En principio, la mayor concentración de materia orgánica en los suelos que presentan cultivos de hoja permite una mayor acumulación de metales en estos suelos, especialmente para los metales que se asocian en gran medida a la materia orgánica. Sin embargo, solamente indica que pueden adsorberse mayor cantidad

de metales al suelo, lo que necesariamente no indica que haya mayores niveles de metales potencialmente absorbibles por los cultivos. Por ello, se compararon también los contenidos de metales en los suelos de los dos grupos de parcelas.

En las Tablas 5.31 y 5.32 se presenta el resumen estadístico de los contenidos "pseudo-totales" y extraíbles para los suelos de las parcelas estudiadas, agrupadas en función de los dos tipos de cultivos, y el resultado de la comparación de las concentraciones de metales entre los dos grupos de parcelas.

Los resultados obtenidos muestran que existen diferencias significativas entre los suelos de los dos tipos de cultivo, para la concentración de Pb "pseudo-total" y la concentración de Cr y Zn extraíble con EDTA (Tablas 5.31 y 5.32). En concreto, los contenidos medios más elevados corresponden a los suelos de las parcelas con cultivos de inflorescencia. Sin embargo, los suelos de las parcelas con cultivos de hoja presentan mayor contenido de MO y CIC, por lo que en principio era esperado, dadas las relaciones encontradas anteriormente, que estas parcelas tuvieran mayor concentración de metales. En cualquier caso, este efecto puede ser debido a que en las parcelas con cultivos de hoja se introduzcan menos metales a los suelos por acción antrópica. De hecho, las diferencias en la concentración de Pb "pseudo-total" quizás son debidas a la presencia de valores discordantes que sesgan los resultados. Estos valores, anormalmente altos, pueden ser debidos a contaminaciones puntuales.

Tabla 5.31.- Contenido de metales "pseudo-totales" en suelos (mg/kg) agrupados en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16).

	Tipo de cultivo	Media	Desv.Tip	Rango	Test (Sig)
Cd	Hojas	0,358 ^a	0,221	0,151-0,843	0,552
	Inflorescencia	0,352 ^a	0,154	0,184-0,746	
Co	Hojas	7,9 ^a	2,0	4,7-13,5	0,366
	Inflorescencia	7,3 ^a	1,3	5,5-9,4	
Cr	Hojas	32,2 ^a	9,3	22,3-52,5	0,993
	Inflorescencia	32,2 ^a	5,2	24,2-40,9	
Cu	Hojas	35,4 ^a	8,1	21,9-52,6	0,855
	Inflorescencia	36,0 ^a	10,8	19,9-59,7	
Fe	Hojas	17.487 ^a	5.270	10.937-28.668	0,944
	Inflorescencia	17.373 ^a	3.515	10.372-22.572	
Mn	Hojas	408 ^a	119	229-619	0,440
	Inflorescencia	379 ^a	82	230-503	
Ni	Hojas	19,9 ^a	5,2	12,7-32,7	0,716
	Inflorescencia	19,4 ^a	3,1	13,7-24,4	
Pb	Hojas	56,1 ^a	84,3	12,3-344,9	0,038
	Inflorescencia	85,5 ^b	251,8	10,7-1028,4	
Zn*	Hojas	1,88 ^a /76,8	0,12/20,9	46,0-114,7	0,370
	Inflorescencia	1,93 ^a /94,5	0,20/53,6	42,4-256,8	

* Datos log-transformados/Datos transformados inversamente (10^x).

Tabla 5.32.- Contenido de metales extraíbles con EDTA 0,05M a pH=7,0 en suelos (mg/kg) agrupados en función del tipo de cultivo. Cultivos de hoja: acelgas (n=10) y lechugas (n=4) y cultivos de inflorescencia: alcachofas (n=16).

	Tipo de cultivo	Media	Desv.Tip	Rango	Test (Sig)
Cd	Hojas	0,100 ^a	0,032	0,058-0,171	0,384
	Inflorescencia	0,112 ^a	0,042	0,051-0,208	
Co	Hojas	0,226 ^a	0,136	0,085-0,500	0,854
	Inflorescencia	0,223 ^a	0,093	0,100-0,384	
Cr	Hojas	0,059 ^a	0,014	0,044-0,086	0,039
	Inflorescencia	0,072 ^b	0,018	0,045-0,099	
Cu	Hojas	5,09 ^a	3,23	1,73-14,94	0,101
	Inflorescencia	6,50 ^a	2,86	2,00-10,87	
Fe	Hojas	27,6 ^a	19,3	10,6-73,8	0,400
	Inflorescencia	21,0 ^a	10,3	9,0-42,6	
Mn	Hojas	37,6 ^a	13,8	17,4-70,0	0,873
	Inflorescencia	38,5 ^a	16,4	15,8-68,6	
Ni	Hojas	0,485 ^a	0,165	0,210-0,860	0,394
	Inflorescencia	0,537 ^a	0,164	0,245-0,754	
Pb	Hojas	11,4 ^a	19,0	1,8-76,2	0,093
	Inflorescencia	20,0 ^a	62,1	1,5-252,7	
Zn	Hojas	11,1 ^a	5,8	5,5-25,9	0,028
	Inflorescencia	18,3 ^b	9,9	6,7-42,1	

Una vez analizada la posible existencia de diferencias en los contenidos "pseudo-totales" y extraíbles de los metales en los suelos

de los dos tipos de cultivos, no se encuentran diferencias significativas entre los dos grupos de parcelas para el contenido en el suelo de Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Ni. Por tanto, se descartó para estos metales que su contenido en el suelo esté influyendo en la concentración alcanzada en los dos tipos de cultivos. De manera que los mayores contenidos de Cd, Co, Cu, Fe y Mn en los cultivos de hoja, estadísticamente significativos para todos menos para el Co al no poderse detectar su concentración en las alcachofas, pueden ser debidos a las diferencias en las características fisiológicas de los dos tipos de cultivos. Estas diferencias suponen generalmente una mayor entrada y/o acumulación de metales en los cultivos de hoja. Además, las características fisiológicas de los vegetales también condicionan la movilidad de los metales entre distintas partes de las plantas (McBride, 2003). Por lo tanto, el comportamiento diferenciado de los órganos vegetales en la acumulación de metales puede que haya acentuado las diferencias en la concentración de metales entre los dos tipos de cultivos como señalan diversos científicos (Page *et al.*, 1981; Barceló y Poschenrieder, 1992; Garate *et al.*, 1993; Zayed, *et al.*, 1998; Angelova *et al.*, 2004). También la entrada de metales por deposición atmosférica para el caso del Cd favorece contenidos más elevados en cultivos de hoja, ya que presentan mayor superficie de contacto.

Por otro lado, tras el análisis de las posibles diferencias en los contenidos de metales entre los dos grupos de parcelas, se identificaron diferencias estadísticamente significativas para las fracciones extraíbles con EDTA del Cr y Zn (Tabla 5.32). No obstante, estas diferencias no parece que repercutan en la concentración del Cr y Zn en los cultivos. En el caso del Cr, las concentraciones "pseudo-total" y extraíble con EDTA en el suelo son muy similares en los dos grupos de parcelas, pero la diferencia de la fracción extraíble es estadísticamente significativa. La concentración extraíble es mayor en los suelos de las parcelas cultivadas con alcachofas. Sin embargo, el

contenido de Cr en las alcachofas es menor que en los cultivos de hoja. De manera que una mayor concentración de Cr en el suelo de las parcelas con alcachofas, no conlleva un mayor nivel en este cultivo. Por lo tanto, la concentración de Cr en el cultivo parece que está más condicionada por las diferencias de las características fisiológicas entre los dos tipos de cultivos que por su presencia en el suelo.

Respecto al Zn, se observó una mayor concentración en el suelo de las parcelas cultivadas con alcachofas, tanto en su contenido "pseudo-total" como en la fracción extraíble, y en los cultivos. No obstante, los resultados de la comparación estadística muestran que la diferencia es estadísticamente significativa sólo para la fracción extraíble. Las diferencias son mayores en la concentración del Zn en el suelo que la encontrada entre los dos tipos de cultivos. La diferente concentración entre los dos tipos de cultivos quizás sea debido a la mayor capacidad para absorber y acumular metales de los cultivos de hoja. Así, los contenidos medios son ligeramente mayores en las alcachofas, aunque el valor máximo se observó en un cultivo de hoja.

La concentración de Pb en los suelos de las parcelas de las alcachofas es mayor que en los suelos de los cultivos de hoja. Esta diferencia es estadísticamente significativa (Tabla 5.31). Sin embargo, la concentración en las alcachofas es menor que en los cultivos de hoja. Por lo tanto, queda clara la mayor capacidad de acumular Pb en los cultivos de hoja que en las alcachofas. Esto es debido a que los cultivos de hoja son cultivos *acumuladores*. Además, puede ser importante la entrada de Pb a los cultivos por deposición atmosférica, y las características de los cultivos de hoja hacen posible en mayor medida esta vía de entrada.

En ensayos en los que se compara el contenido de Cd y Pb en alcachofas, acelgas y lechugas, entre otras especies, la alcachofa es la especie que presenta menor cantidad de metales (Zurera *et al.*, 1987; Bosque *et al.*, 1990). En la comparación realizada en los dos

tipos de cultivos en Castellón se aprecian resultados similares. De hecho, las concentraciones de todos los metales analizados, a excepción del Zn, son mayores en los cultivos de hoja que en las alcachofas. Estos resultados son coherentes, en cuanto que las dos especies de cultivos de hoja son *acumuladoras*.

5.5.2. Correlaciones entre el contenido de metales en los cultivos

Los resultados de las correlaciones entre el contenido de metales en los cultivos se presentan en las Tablas 5.33 a 5.36. El análisis de las correlaciones permite observar las interacciones positivas, o negativas, que tienen lugar entre los metales en su absorción y acumulación por los cultivos. Las diferencias en la acumulación de metales entre los tipos de cultivos se hacen patentes, una vez más, al analizar por separado las posibles correlaciones para cada uno de los dos tipos de cultivos. Generalmente, las correlaciones son positivas, y existen pequeñas diferencias al hacer el análisis de las posibles correlaciones con las concentraciones expresadas en peso seco o fresco.

Tabla 5.33.- Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso seco (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1	n.d.	0,769 ^a	0,150	0,659 ^a	0,548 ^a	0,355	n.d.	-0,392 ^b
Co		1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cr			1	0,253	0,820 ^a	0,639 ^a	0,292	n.d.	-0,231
Cu				1	0,456 ^b	0,456 ^b	-0,092	n.d.	0,183
Fe					1	0,802 ^a	0,132	n.d.	-0,058
Mn						1	-0,035	n.d.	-0,083
Ni							1	n.d.	0,168
Pb								1	n.d.
Zn									1

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05; n.d. coeficientes de correlación no determinados.

Tabla 5.34.- Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los dos tipos de cultivos (Correlación de Rho de Spearman). En la parte sombreada para los cultivos de hoja y en la parte no sombreada para los cultivos de inflorescencia.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1	n.d.	0,681 ^a	0,194	0,584 ^b	0,275	0,467	n.d.	0,020
Co	n.d.	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cr	0,598 ^b	n.d.	1	-0,103	0,793 ^a	0,512	0,692 ^a	n.d.	0,284
Cu	-0,517 ^b	n.d.	-0,053	1	0,077	-0,147	0,156	n.d.	0,327
Fe	0,498	n.d.	0,639 ^a	0,035	1	0,253	0,807 ^a	n.d.	0,411
Mn	0,296	n.d.	0,230	0,160	0,542 ^b	1	0,398	n.d.	0,196
Ni	0,775 ^a	n.d.	0,614 ^b	-0,386	0,388	0,265	1	n.d.	0,596 ^b
Pb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1	n.d.
Zn	-0,624 ^a	n.d.	-0,306	0,381	0,096	0,138	-0,467	n.d.	1

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05; n.d. coeficientes de correlación no determinados.

Tabla 5.35.- Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso fresco (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1	n.d.	0,773 ^a	0,149	0,637 ^a	0,543 ^a	0,407 ^b	n.d.	-0,270
Co		1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cr			1	0,184	0,846 ^a	0,594 ^a	0,252	n.d.	-0,165
Cu				1	0,394 ^b	0,430 ^b	-0,020	n.d.	0,323
Fe					1	0,689 ^a	0,122	n.d.	-0,056
Mn						1	0,112	n.d.	0,019
Ni							1	n.d.	0,264
Pb								1	n.d.
Zn									1

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05; n.d. coeficientes de correlación no determinados.

Tabla 5.36.- Coeficientes de correlación bivariados entre los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los dos tipos de cultivos (Correlación de Rho de Spearman). En la parte sombreada para los cultivos de hoja y en la parte no sombreada para los cultivos de inflorescencia.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	1	n.d.	0,696 ^a	0,379	0,684 ^a	0,479	0,610 ^b	n.d.	0,117
Co	n.d.	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cr	0,690 ^a	n.d.	1	0,029	0,884 ^a	0,704 ^a	0,698 ^a	n.d.	0,277
Cu	-0,549 ^b	n.d.	-0,118	1	0,057	0,000	0,319	n.d.	0,510
Fe	0,411	n.d.	0,755 ^a	0,050	1	0,547 ^b	0,704 ^a	n.d.	0,288
Mn	0,266	n.d.	0,267	0,015	0,322	1	0,483	n.d.	0,191
Ni	0,684 ^a	n.d.	0,555 ^b	-0,350	0,299	0,314	1	n.d.	0,631 ^b
Pb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1	n.d.
Zn	-0,532 ^b	n.d.	-0,144	0,441	0,253	0,204	-0,221	n.d.	1

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05; n.d. coeficientes de correlación no determinados.

Las interacciones del Cd con los demás metales son de gran importancia, ya que la presencia de otros metales interfiere en el proceso de absorción del Cd por las plantas (Williams y David, 1976). Por lo tanto, afecta a la concentración del Cd en los vegetales (McKenna *et al.*, 1993; Kuo *et al.*, 2004). Además, la presencia de elementos esenciales, Ca, Fe, Cu, Mn y Zn, puede incluso modificar los efectos tóxicos del metal (Das *et al.*, 1997).

En los cultivos, el contenido de Cd, cuando las concentraciones se expresan en peso seco, se correlaciona positivamente con el contenido de Cr, Fe y Mn y, negativamente, con el de Zn. Estas correlaciones se producen porque la concentración de Cd es más elevada en las muestras que presentan más Cr, Fe o Mn y hay menos Cd en las muestras que tienen mayores concentraciones de Zn. Sin embargo, en peso fresco, la correlación negativa con el Zn no es significativa y sí que es significativa la correlación positiva con el Ni. Las correlaciones por separado de los dos tipos de cultivos muestran que, en los cultivos de hoja, el contenido de Cd se correlaciona de manera significativa, únicamente, positivamente con el Cr, el Fe y el Ni, mientras, en las alcachofas, el Cd se correlaciona positivamente con el Cr y el Ni y, negativamente, con el Cu y el Zn.

La correlación negativa entre el Cd y el Zn es debida a las interacciones que se producen entre los dos metales, en la absorción por las raíces, en el transporte desde las raíces a los tallos o en la acumulación en las partes comestibles (McKenna *et al.*, 1993). Estos autores, en algunos casos detectan un posible antagonismo, mientras que en otros no encuentran interacción. Las diferencias descritas por los autores son debidas a la edad de la planta y a las diversas concentraciones de los metales en la solución.

El Cr y el Cu se correlacionan positivamente, expresados en peso seco o en fresco, con el Cr, Fe y Mn. Si se consideran los dos tipos de cultivos por separado el Cr se correlaciona con el Fe y Ni, mientras el Cu no presenta correlaciones significativas. Además, la

correlación del Cr con el Mn es estadísticamente significativa para los cultivos de hoja cuando se expresa la concentración en peso fresco.

El contenido de Fe se correlaciona positivamente con el Cd, Cu, Cr y Mn, tanto en la concentración expresada en peso seco como en fresco. En los cultivos de hoja se correlaciona con el Cd, Cr y Ni, cuando se consideran los valores expresados en peso seco, y con el Cd, Cr, Mn y Ni para los valores expresados en peso fresco. En las alcachofas, el Fe se correlaciona con el Cr y Mn, en peso seco, y con el Cr, en peso fresco.

5.5.3. Relaciones entre el contenido de metales totales en cultivos y las características edáficas

Las relaciones entre las características edáficas y los metales de los cultivos se han analizado, en conjunto, y, por separado, para los metales de los dos tipos de cultivo. El análisis de las relaciones se ha realizado de las dos maneras, ya que el análisis conjunto podía enmascarar algunas relaciones debido a las importantes diferencias en el comportamiento entre especies (Ge *et al.*, 2000). Los resultados de las correlaciones entre las características edáficas y el contenido de metales en los cultivos se presentan en las Tablas 5.37 a 5.42 y en la Tabla 5.43 se presentan las rectas de regresión obtenidas.

Tabla 5.37.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso seco (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb*	Zn
pH_{agua}	-0,015	n.d	-0,126	-0,101	-0,179	-0,029	0,428 ^b	-0,100	0,153
pH_{KCl}	0,197	n.d	-0,052	0,241	0,122	0,137	0,031	0,131	0,022
CE	0,319	n.d	0,341	0,392 ^b	0,337	0,117	-0,142	0,298	-0,013
CA	0,264	n.d	0,106	0,168	0,189	0,148	-0,009	0,044	-0,002
MO	0,378 ^b	n.d	0,440 ^b	0,263	0,424 ^b	0,397 ^b	-0,144	0,365	-0,307
CIC	0,211	n.d	0,232	0,240	0,235	0,229	-0,396 ^b	0,294	-0,276
Arena	0,143	n.d	0,180	-0,023	0,041	0,106	0,509 ^a	-0,053	0,161
Limo	-0,187	n.d	-0,294	-0,002	-0,119	-0,167	-0,448 ^b	-0,089	-0,021
Arcilla	0,089	n.d	0,288	0,005	0,209	0,155	-0,080	0,292	-0,168

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Pb hay 23 muestras.

Tabla 5.38.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los cultivos de hoja (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co*	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
pH_{agua}	0,255	0,373	0,383	0,043	0,497	0,347	0,583 ^b	0,252	0,188
pH_{KCl}	0,284	0,514	-0,162	0,378	-0,076	-0,481	-0,067	0,052	-0,155
CE	0,297	0,406	-0,057	0,385	-0,229	-0,442	-0,301	0,088	-0,119
CA	0,152	0,928 ^a	-0,327	0,679 ^a	-0,156	-0,235	-0,134	0,152	0,174
MO	0,338	0,059	-0,108	0,214	-0,329	0,135	-0,320	-0,170	-0,214
CIC	0,137	-0,368	-0,231	0,141	-0,387	-0,229	-0,543 ^b	-0,297	-0,317
Arena	0,341	0,754	0,535 ^b	0,330	0,414	0,746 ^a	0,645 ^b	0,488	0,561 ^b
Limo	-0,227	-0,841 ^b	-0,565 ^b	-0,108	-0,253	-0,714 ^a	-0,455	-0,354	-0,341
Arcilla	-0,152	-0,638	0,029	-0,477	-0,081	-0,244	-0,248	-0,152	-0,310

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Co hay 6 muestras.

Tabla 5.39.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso seco, para los cultivos de inflorescencia (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb*	Zn
pH_{agua}	0,115	n.d	-0,164	0,023	-0,194	0,270	0,296	-0,326	-0,003
pH_{KCl}	-0,054	n.d	-0,362	-0,209	-0,092	0,306	0,093	-0,334	0,245
CE	-0,044	n.d	0,291	-0,021	0,289	-0,290	-0,057	0,000	0,230
CA	0,234	n.d	-0,068	-0,564 ^b	0,149	0,063	0,125	-0,587	-0,047
MO	0,032	n.d	0,343	-0,094	0,277	0,094	0,016	0,585	-0,270
CIC	-0,078	n.d	0,261	0,004	0,137	-0,038	-0,124	0,445	-0,097
Arena	0,352	n.d	0,102	-0,219	0,193	0,125	0,232	-0,193	-0,369
Limo	-0,406	n.d	-0,288	0,202	-0,352	-0,150	-0,446	-0,017	0,344
Arcilla	0,099	n.d	0,508 ^b	0,200	0,242	0,306	0,378	0,160	0,118

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Pb hay 9 muestras.

Tabla 5.40.- Coeficientes de correlación entre las características edáficas y los contenidos de metales de los cultivos, expresados en peso fresco (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb*	Zn
pH_{agua}	0,062	n.d	-0,064	0,008	-0,155	0,074	0,499 ^a	-0,074	0,235
pH_{KCl}	0,247	n.d	-0,024	0,273	0,105	0,162	0,110	0,133	0,074
CE	0,240	n.d	0,244	0,245	0,344	-0,004	-0,211	0,232	-0,116
CA	0,275	n.d	0,111	0,201	0,196	0,162	0,010	0,044	-0,018
MO	0,348	n.d	0,402 ^b	0,215	0,438 ^b	0,391 ^b	-0,134	0,385	-0,387 ^b
CIC	0,124	n.d	0,176	0,091	0,223	0,141	-0,430 ^b	0,272	-0,417 ^b
Arena	0,185	n.d	0,161	0,017	0,030	0,187	0,522 ^a	-0,067	0,120
Limo	-0,168	n.d	-0,227	0,060	-0,092	-0,196	-0,411 ^b	-0,040	0,025
Arcilla	0,003	n.d	0,200	-0,133	0,184	0,082	-0,132	0,271	-0,118

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Pb hay 23 muestras.

Tabla 5.41.- Coeficientes de correlación bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso fresco, para los cultivos de hoja (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co*	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
pH_{agua}	0,403	0,522	0,572 ^b	0,091	0,588 ^b	0,383	0,576 ^b	0,371	0,329
pH_{KCl}	0,419	0,257	-0,064	0,517	0,055	-0,333	0,088	0,125	-0,043
CE	0,151	-0,029	-0,260	0,247	-0,255	-0,440	-0,262	-0,108	-0,348
CA	0,201	0,696	-0,348	0,561 ^b	-0,209	-0,420	-0,013	0,097	0,130
MO	0,341	-0,015	-0,071	0,334	-0,241	0,051	-0,167	-0,148	-0,391
CIC	0,023	-0,353	-0,302	0,132	-0,420	-0,253	-0,478	-0,368	-0,521
Arena	0,439	0,841 ^b	0,601 ^b	0,401	0,504	0,585 ^b	0,655 ^b	0,511	0,416
Limo	-0,240	-0,638	-0,526	-0,183	-0,376	-0,640 ^b	-0,374	-0,291	-0,178
Arcilla	-0,265	-0,696	-0,106	-0,504	-0,059	-0,108	-0,379	-0,256	-0,305

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Co hay 6 muestras.

Tabla 5.42.- Coeficientes de correlaciones bivariados entre las características edáficas y los contenidos de metales, expresados en peso fresco, para los cultivos de inflorescencia (Correlación de Rho de Spearman).

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb*	Zn
pH_{agua}	0,151	n.d	-0,117	0,094	-0,177	0,314	0,391	-0,424	0,089
pH_{KCl}	-0,048	n.d	-0,272	-0,194	-0,186	0,365	0,177	-0,411	0,249
CE	-0,111	n.d	0,208	-0,077	0,363	-0,299	-0,128	0,266	0,184
CA	0,264	n.d	0,118	-0,471	0,172	0,231	0,144	-0,382	0,000
MO	0,061	n.d	0,366	-0,055	0,322	0,204	-0,040	0,763 ^b	-0,227
CIC	-0,100	n.d	0,200	-0,097	0,194	-0,015	-0,208	0,684 ^b	-0,197
Arena	0,310	n.d	0,069	-0,246	0,053	0,113	0,217	-0,351	-0,287
Limo	-0,329	n.d	-0,177	0,259	-0,163	-0,121	-0,410	0,180	0,229
Arcilla	0,023	n.d	0,294	0,097	0,156	0,235	0,362	0,128	0,144

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05. * Para el Pb hay 9 muestras.

Tabla 5.43.- Rectas de regresión que relacionan los contenidos de metales en los cultivos, para el conjunto de los cultivos (Ambos), los cultivos de inflorescencia (Inflorescencia) o los cultivos de hoja (Hojas), con las características del suelo.

Recta de regresión	R²	Cultivos
Cu_seco= 8,476 + 1,165 CE_pasta	0,264	Ambos
Cu_fresco= 1,366 + 0,118 CE_pasta	0,146	Ambos
Mn_seco= 74,432 - 1,562 Limo + 8,041 MO	0,309	Ambos
Zn_fresco= 9,182 - 0,103 Arcilla	0,139	Ambos
Cu_seco= 4,883 + 0,248 CaCO ₃	0,563	Hojas
Cu_fresco= 2,808 - 0,034 Arcilla	0,393	Hojas
Mn_seco= 162,681 - 2,395 Limo	0,559	Hojas
Mn_fresco= 23,023 - 0,333 Limo	0,514	Hojas

pH

En las muestras analizadas, sólo los contenidos de Fe, Cr y Ni en los cultivos presentan correlaciones significativas con el pH del suelo. El pH se correlaciona positivamente con el Ni, expresado tanto en peso de muestra seca como de muestra fresca, de todos los cultivos (0,428^b; 0,499^b) y de los cultivos de hoja (0,583^b; 0,576^b). Además, en los cultivos de hoja, se correlaciona positivamente tanto con el Cr (0,572^b) como con el Fe (0,588^b), expresados en peso de muestra fresca.

Conductividad eléctrica

En los cultivos analizados de Castellón se establece una correlación positiva entre la conductividad eléctrica del suelo y el contenido de Cu, expresado en peso seco, en el conjunto de los cultivos (0,392^b). Además, la CE se introduce en las rectas de regresión como variable independiente del Cu para el conjunto de los cultivos (Tabla 5.43). Esta relación positiva entre la conductividad eléctrica y el contenido de Cu en los cultivos, ha sido descrita por diversos autores. Por ejemplo, en el experimento realizado en Moncada (Valencia), en el que Canet *et al.* (1998) comparan

diferentes tratamientos con lodos. Estos autores observaron la relación positiva entre la CE del suelo y la concentración de Cu en las lechugas. En un estudio realizado en el laboratorio por Helal *et al.* (1996), se muestra el incremento de la concentración de Cu en el maíz cuando se adicionan sales al suelo. También Bäckström *et al.* (2004) observaron, en un estudio realizado en Suecia, la relación positiva entre el Cu y la CE en suelos próximos a carreteras en las que se había adicionado NaCl para eliminar la nieve.

Por otro lado, en las muestras de Castellón no tiene lugar la relación positiva entre la salinidad y la concentración de Cd en los cultivos descrita por diversos autores (p. ej. Khoshgoftar *et al.*, 2004; Bäckström *et al.*, 2004), ni para el Zn (Helal *et al.*, 1996; Bäckström *et al.*, 2004). Esto puede ser debido a que la influencia positiva o negativa de la concentración de sales en la acumulación de elementos traza en los cultivos depende de diversos factores, entre los que destacan el tipo de planta, el tejido, la concentración de sales y su composición, como describieron Grattan y Grieve (1999).

Las relaciones positivas encontradas, son debidas a que el incremento en la concentración de sales provoca un incremento en la solubilidad de los metales, y por tanto, están más disponibles para los cultivos. Esto ocurre porque un incremento en la concentración de sales proporciona una competición de los cationes salinos mediante diversas reacciones y una complejación con aniones de las sales (Bourg, 1995). Por ejemplo, el Cl⁻ compleja al Cu y favore su movilidad. No obstante, el incremento en la acumulación de metales en los cultivos, cuando hay una mayor concentración de sales, también puede ser debido a la muerte de las raíces que permiten una mayor entrada de metales en los cultivos (Helal *et al.*, 1996).

Así, un incremento de la salinidad del suelo puede aumentar la concentración de Cu en los cultivos de las parcelas estudiadas. Por lo tanto, un incremento de la salinidad en aquellas parcelas donde los contenidos de Cu son elevados podría llegar a ser un problema en

cuanto a contaminación de cultivos. No sólo por los problemas derivados de la salinidad, sino también por los efectos negativos que tienen elevadas concentraciones de Cu en los cultivos.

Materia orgánica

El contenido de materia orgánica del suelo influye, de manera significativa, en la concentración de diversos metales en los cultivos analizados. Se observa una correlación positiva entre la materia orgánica y el contenido de Cd ($0,378^b$); y el contenido de Cr, expresado tanto en peso seco de cultivos ($0,440^b$) como en peso fresco de cultivos ($0,402^b$); y el contenido de Fe, tanto en peso de muestra seca ($0,424^b$) como fresca ($0,438^b$), y con el contenido de Mn, tanto en muestra seca ($0,397^b$) como fresca ($0,391^b$). Además, en los cultivos de hoja se correlaciona significativamente el contenido de Pb, expresado en peso fresco, con la materia orgánica ($0,763^b$) del suelo. De todas estas correlaciones, únicamente, la influencia de la materia orgánica en el contenido de Mn en los cultivos se ve reflejada en las rectas de regresión (Tabla 5.43).

Los resultados encontrados en los cultivos de Castellón para el Cd, están en consonancia con los encontrados por Norvell *et al.* (2000), que establecen una correlación positiva entre la materia orgánica y la concentración de Cd en el trigo. Por otra parte, los resultados encontrados para el Mn, que muestran una relación positiva entre el contenido de Mn en los cultivos y la MO, puede ser debido al incremento de la solubilidad del Mn como consecuencia de la presencia de MO (Adriano, 2001). En las parcelas analizadas, puede que la mayor solubilidad del Mn en parte sea debida a que las parcelas con mayor concentración de MO también presentan elevada CE. Así, el Cl^- podría actuar como ligando del Mn formando complejos solubles, y produciendo por tanto un incremento de Mn en la solución

(Khattak y Jarrell, 1988). De manera que puede ser absorbido en con mayor facilidad por los cultivos.

Sin embargo, los resultados encontrados por otros autores muestran relaciones diferentes a las encontradas en las muestras de Castellón. Así, Canet *et al.* (1998), en un experimento realizado en Moncada (Valencia) en el que aplicaron distintos lodos de depuradora a parcelas experimentales, encontraron una relación negativa entre el contenido de materia orgánica y el contenido de Cd y Cr en lechugas. He y Singh (1993) observaron como, al realizar distintos aportes de materia orgánica, disminuye el contenido de Cd en el césped.

Por otro lado, en los cultivos de Castellón, las correlaciones inversas del Zn, expresado en peso fresco, con la MO (-0,387^b) y la CIC (-0,417^b), indican que las parcelas con mayores contenidos de materia orgánica y/o mayor CIC conllevan una menor concentración de Zn en los cultivos. Esto puede ser debido a que el Zn forma complejos orgánicos insolubles o se adsorbe a la materia orgánica en forma no disponible para las plantas (Adriano, 2001). Por lo tanto, a mayor cantidad de materia orgánica, menos disponible está el Zn para los cultivos, y éstos presentan una menor concentración de Zn.

El efecto de la materia orgánica sobre la acumulación de los metales en el suelo es importante, ya que cuanto mayor es el contenido de materia orgánica más capacidad para acumular metales tiene el suelo a igualdad de otras condiciones. Las mayores concentraciones de metales en el suelo, pueden dar lugar a mayores niveles de metales en los cultivos. No obstante, las consecuencias producidas sobre el cultivo son diversas, ya que puede aumentarse tanto la concentración de algunos micronutrientes (Fe y Mn) como el contenido de metales tóxicos (Cd, Cr y Pb) y disminuir el Zn. Sin embargo, en función del tipo de materia orgánica que sea aportada, se producen efectos diferentes en el contenido de metales en los cultivos. Por lo tanto, antes de realizar un aporte de materia orgánica

siempre es necesario evaluar los efectos que podrá tener sobre el suelo y los cultivos.

Carbonatos

En los cultivos de hoja, se correlaciona el contenido de carbonatos con la concentración de Co en los cultivos, expresado en peso seco, (0,928^a) y con el contenido de Cu, tanto en peso seco (679^a) como fresco (0,561^b). Por otro lado, en las alcachofas la correlación de los carbonatos con el contenido de Cu es negativa (-0,564^a). La correlación obtenida para el Co es poco significativa, a pesar del elevado coeficiente de correlación, ya que la correlación se ha establecido a partir de las seis muestras que se han podido cuantificar. La relación negativa del Cu con el contenido de carbonatos en alcachofas, y no las anteriores, es consecuente con la reducción del contenido de metales (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) en zanahorias y hojas de espinacas de suelos encalados, en comparación con los no encalados, según los resultados de Hooda *et al.* (1997).

Capacidad de Intercambio Catiónico

En las muestras se establece una relación negativa, estadísticamente significativa, entre la CIC y el contenido de Ni en los cultivos, como reflejan las correlaciones negativas entre estas dos propiedades, tanto en peso seco (-0,396^b) como en peso fresco (-0,430^b). También se produce una relación negativa entre la CIC y el contenido de Zn, expresado en peso fresco en los cultivos (-0,417^b). En los cultivos de hoja se produce la relación descrita entre el contenido de Ni y la CIC (-0,543^b). Esta relación negativa entre la concentración de Ni en cultivos y la CIC fue descrita también para acelgas, mediante una regresión lineal, por Haq *et al.* (1980). Esto indica que a mayor capacidad de intercambio catiónico del suelo,

menor es la concentración de Ni en los cultivos, ya que se incrementa la capacidad de retención del suelo, impidiendo que el Ni del suelo pase a la planta.

Análisis granulométrico

En las muestras analizadas el contenido de arcilla se relaciona de manera positiva o negativa con la concentración de metales en los cultivos, mientras el limo se relaciona negativamente y la arena positivamente. La arcilla, solamente, se correlaciona de manera significativa y positiva con el contenido de Cr, en peso seco, para las alcachofas ($0,508^b$). Sin embargo, en las rectas de regresión (Tabla 5.43) se establece una relación negativa entre el porcentaje de arcilla del suelo y la concentración de Zn, en cultivos, y de Cu, en cultivos de hoja.

Respecto a la fracción arena, su contenido en los suelos está correlacionado positivamente con la concentración de Ni de los cultivos ($0,509^a$; $0,522^a$); en los cultivos de hoja, se correlaciona con la concentración de Cr ($0,535^b$; $0,601^b$), Mn ($0,746^a$; $0,585^b$) y Ni ($0,645^b$; $0,655^b$), también el Co, expresado en peso fresco ($0,841^b$) y el Zn, expresado en peso seco ($0,561^b$). Finalmente, el contenido de limo se correlaciona negativamente en el conjunto de cultivos con la concentración de Ni ($-0,448^b$; $-0,411^b$); en los cultivos de hoja con el Mn ($-0,714^a$; $-0,640^b$) y con el contenido, expresado en peso seco, del Co ($-0,841^b$) y Cr ($-0,565^b$). Además, se establecen rectas de regresión que relacionan negativamente la concentración de Mn en los cultivos con el contenido de limo, tanto en el conjunto de los cultivos como en los cultivos de hoja (Tabla 5.43).

Las relaciones establecidas entre el contenido de los metales y la fracción arcilla son negativas o positivas, en función del metal o del cultivo que se analice. Estos resultados son similares a los obtenidos por Hooda *et al.* (1997). Estos autores establecen relaciones positivas

entre la arcilla y el Ni y Pb de espinacas, pero negativas para el Cd, Cu y Zn, mientras que las relaciones entre el Cu, Pb y Zn de las zanahorias con la concentración de arcilla son positivas. Los resultados de la fracción arena reflejan claramente que es la fracción que tiene menor CIC (prácticamente nula), y por lo tanto presenta menor capacidad para adsorber metales. Así, los contenidos de metales en los cultivos son mayores en las parcelas con elevados contenidos de arena.

5.5.4. Relaciones entre el contenido de metales totales en cultivos y los contenidos de metales en los suelos, tanto "pseudo-totales" como extraíbles con EDTA

En la Tabla 5.44 se presentan las correlaciones entre el contenido de metales en los cultivos y su contenido en el suelo, tanto con respecto a la concentración "pseudo-total" como al contenido extraíble con EDTA. A pesar de la gran influencia que puede tener el contenido de los metales del suelo sobre su concentración en los cultivos, sólo se han obtenido para algunos metales correlaciones significativas entre su concentración en los cultivos y su concentración "pseudo-total" en el suelo (Tabla 5.44). Las correlaciones significativas son, para el conjunto de los dos cultivos, la del Cd, en peso seco (-0,537^a) y fresco (-0,576^a), y el Ni, en peso fresco (-0,384^b); mientras en las alcachofas se establece la correlación para el Cu, tanto en peso seco (0,514^b) como en peso fresco (0,532^b), el Pb, en peso fresco (0,693^b) y el Cd, en peso seco (-0,670^a) y fresco (-0,601^b); y en los cultivos de hoja, se establece la correlación para el Co expresado en peso fresco (-0,928^a) y el Mn expresado en peso seco (-0,644^b). Sin embargo, las fracciones extraíbles con EDTA de los metales estudiados no se correlacionan de manera significativa con los contenidos en los cultivos. Por lo tanto,

para los cultivos y suelos estudiados en Castellón la concentración extraíble, mediante el método de extracción con EDTA, no parece ser un indicador muy adecuado para evaluar la concentración de metales biodisponibles en estos suelos. Si bien, como se indica más abajo, algunos autores encuentran relaciones significativas entre el contenido extraíble con EDTA y la concentración en cultivos.

Tabla 5.44.- Coeficientes de correlación bivariados entre la concentración de metales en los cultivos y el contenido de ese metal. En primer lugar la concentración "pseudo-total" (Suelo) y seguidamente la concentración extraída con EDTA (EDTA), para el conjunto de los cultivos y para los dos cultivos por separado.

Los dos tipos de cultivos, expresados en peso seco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,537 ^a	--	-0,055	0,251	-0,065	-0,039	-0,326	0,380	0,305
EDTA	-0,084	--	-0,154	0,045	0,249	0,081	0,002	0,310	0,196
Los dos tipos de cultivos, expresados en peso fresco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,576 ^a	--	-0,113	0,309	-0,096	-0,093	-0,384 ^b	0,347	0,246
EDTA	-0,152	--	-0,152	0,057	0,211	0,096	-0,034	0,299	0,144
Los cultivos de hoja, expresados en peso seco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,441	-0,754	-0,064	0,156	-0,240	-0,644 ^b	-0,253	0,051	0,429
EDTA	0,183	-0,029	-0,228	0,196	-0,101	0,386	-0,415	0,073	0,363
Los cultivos de hoja, expresados en peso fresco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,485	-0,928 ^a	-0,139	0,275	-0,301	-0,477	-0,363	-0,040	0,314
EDTA	0,064	0,058	-0,229	0,194	-0,240	0,404	-0,419	0,053	0,363
Los cultivos de inflorescencia, expresados en peso seco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,670 ^a	--	0,140	0,514 ^b	0,214	0,159	-0,349	0,487	0,285
EDTA	-0,113	--	0,288	0,393	0,324	0,098	0,272	0,354	0,009
Los cultivos de inflorescencia, expresados en peso fresco									
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Suelo	-0,601 ^b	--	0,130	0,532 ^b	0,127	0,027	-0,412	0,693 ^b	0,244
EDTA	-0,083	--	0,298	0,412	0,341	0,108	0,235	0,601	-0,097

^a la correlación es significativa al nivel de 0,01; ^b la correlación es significativa al nivel de 0,05.

En estudios realizados por otros autores, como Jarvis (1981) y Moreno *et al.* (1992), no se establecieron relaciones entre el contenido de metales en el suelo y su contenido en las plantas. Esto puede ser debido a que no todas las formas de metales presentes en los suelos se encuentran disponibles por las plantas (Chojnacka *et al.*, 2005), o a que no se encuentran relaciones al presentar los metales

bajas concentraciones en el suelo (Jarvis, 1981; Alegría *et al.*, 1991). En el caso del Pb puede que la deposición aérea sea la principal fuente en los cultivos, y no el suelo, como describieron Alegría *et al.* (1991). Estos autores también encontraron relaciones inversas entre el contenido de Cd en el suelo y en los cultivos. Estas relaciones quizás tienen lugar por la importante entrada de Cd a los cultivos a través de la deposición atmosférica.

Sin embargo, algunos trabajos científicos presentan datos que indican una relación positiva entre los metales en el suelo y en los cultivos. Así, se relaciona el Cd presente en acelgas y el Cd extraíble con EDTA (Haq *et al.*, 1980) o con CaCl_2 (Canet *et al.*, 1998). También se establece una relación positiva entre el Cd extraíble con CaCl_2 y el contenido en lechugas (Kuo *et al.*, 2004). Respecto al Co, Pérez-Espinosa *et al.* (2005) observaron un incremento en la concentración de Co en los tomates al adicionar dosis crecientes de Co, y Peterson y Girling (1981) describieron una correlación entre el contenido de Co extraíble con EDTA del suelo y el contenido en las plantas. En cuanto a otros metales, Alegría *et al.* (1991) establecieron una clara relación entre el contenido de Ni en el suelo, total y extraíble, con el contenido en los cultivos. En el experimento realizado por Zheljazkov y Warman (2004a) se observa la relación entre diferentes fracciones de Mn del suelo y la concentración de Mn en acelgas.

Para algunos metales, aunque no se obtuvieron correlaciones significativas, si se han obtenido rectas de regresión que relacionan su contenido en el suelo con su concentración en los cultivos (Tabla 5.45). No obstante, las rectas encontradas explican una pequeña parte de la variabilidad existente, como se observa en los valores obtenidos de R^2 . En cualquier caso, conviene indicar de acuerdo con algunos autores (p. ej. Mench *et al.*, 1997) que la existencia o no de la relación en ocasiones depende de qué parte del cultivo se trate, ya

que estos autores encuentran regresiones entre el Cd extraíble con EDTA y el tallo, pero no con el grano.

Tabla 5.45.- Rectas de regresión que explican la relación del contenido extraíble o "pseudo-total" de los metales en el suelo y el contenido en cultivos, expresado en peso seco o fresco.

Recta de regresión	R²	Cultivos
Ni_seco= 11,417 - 0,454 Ni_suelo	0,138	Ambos
Ni_fresco= 1,678 - 0,067 Ni_suelo	0,147	Ambos
Cd_seco= 0,385 - 0,418 Cd_suelo	0,269	Inflorescencia
Mn_seco= -2,639 + 1,767 Mn_ext	0,437	Cultivos de hoja
Mn_fresco= 0,262 + 0,239 Mn_ext	0,379	Cultivos de hoja

Por otro lado, entre los diferentes metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) se encuentran relaciones, sinérgicas o antagónicas, que están indicando que la absorción de un metal por la planta se potencia o reduce en presencia de otros elementos en el suelo. Además, las interacciones pueden minimizar el efecto tóxico producido por un metal, que disminuye su absorción por los cultivos en presencia de otros elementos. Así, por ejemplo, en presencia de Zn las plantas disminuyen la absorción de Cd (McLaughlin *et al.*, 1999b). Por lo tanto, para detectar la posible acumulación de elementos tóxicos en los cultivos, tan importante como conocer la concentración de metales, en el suelo y en el cultivo, es conocer las interacciones que se pueden estar produciendo entre los elementos. Además, conociendo las interacciones incluso se podrían aplicar diversas medidas correctoras, entre las que McLaughlin *et al.* (1999b) destaca la adición de algún metal que contrarreste el exceso de Cd. Algunas de estas interacciones se comentan seguidamente.

Cadmio

El contenido de Cd de los cultivos está relacionado negativamente con el contenido de Zn en el suelo. Por lo tanto, cuanto mayor es la concentración de Zn "pseudo-total" o extraíble en

el suelo, menor es el Cd que los cultivos pueden acumular en sus tejidos. Esta interacción antagónica se da en los cultivos de hoja, y cuando se realiza la correlación de todos los valores, pero no en los cultivos de inflorescencia (Tabla 5.46). La existencia de diferencias en las correlaciones obtenidas entre los dos tipos de cultivos, puede ser debido al distinto comportamiento de las especies. De hecho, Adriano (2001) atribuye las diferencias en las interacciones entre el Zn y el Cd a diversos factores, entre los que destaca la especie vegetal, el tipo de suelo, el nivel de Zn y la relación Cd/Zn.

Tabla 5.46.- Coeficientes de correlación bivariados entre el Cd de los cultivos y el Zn del suelo (Correlación de Rho de Spearman).

	Cultivos de hoja		Cultivos de inflorescencia		Cultivos	
	Cd_seco	Cd_fresco	Cd_seco	Cd_fresco	Cd_seco	Cd_fresco
Zn_suelo	-0,478	-0,556*	-0,383	-0,407	-0,426*	-0,475**
Zn_extraíble	-0,131	-0,355	-0,430	-0,167	-0,415*	-0,370*

** la correlación es significativa al nivel de 0,01; * la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Las interacciones entre el Cd y el Zn se producen porque tienen unas características físicas y químicas similares (Das *et al.*, 1997). Así, McLaughlin *et al.* (1999b) y Khoshgoftar *et al.* (2004) comprobaron que la adición de Zn al suelo produce un descenso en la concentración de Cd en los cultivos. Thornton (1981) describió un descenso en la absorción del Cd debido a la competencia que se establece entre el ión Zn^{2+} y el Cd^{2+} en el proceso de absorción por las raíces del arroz. Sin embargo, Norvell *et al.* (2000) encontraron que la interacción entre el Cd del grano y el Zn extraíble del suelo es positiva. Otros trabajos muestran que esta interacción tiene lugar con mayor o menor grado, en un sentido o en otro, dependiendo de numerosos factores, por ejemplo, el tipo de cultivo, la parte del cultivo, la concentración de Cd y Zn en el suelo.

Una práctica agronómica interesante en parcelas donde las concentraciones de Cd sean elevadas podría ser la adición de Zn,

siempre y cuando los niveles de Zn en el suelo no sean elevados. Diversos autores han demostrado, en el laboratorio y en el campo, que la adición de Zn al suelo reduce la concentración de Cd en el trigo (McLaughlin *et al.*, 1999b). Además, He *et al.* (2004) observaron que la adición de Zn y Se al suelo, en macetas y en campo, tienen efectos antagónicos sobre la concentración de Cd y Pb en lechuga. De esta manera, la adición de Zn podría evitar la entrada del Cd en los cultivos y, por tanto, en la cadena trófica. En cualquier caso, estas prácticas deberían realizarse con mucha cautela, y por supuesto, con el pertinente seguimiento de las concentraciones de ambos metales, tanto en suelo como en cultivo, para garantizar su efectividad.

Cobalto

En las muestras analizadas se correlaciona el contenido de Co, expresado en muestra seca y fresca, con el Cr (-0,928**; -0,870*) y el Fe (-0,841*; -0,928**) y el Ni extraíble (-0,928**; -0,841*). Además, el contenido de Co, expresado en muestra fresca, se correlaciona con el Mn (-0,841*) y el Ni (-0,841*). También en los cultivos de hoja se correlaciona el Co, en peso fresco, con el Ni extraíble (-0,841*). La presencia del Cr, Fe, Mn y Ni en el suelo afecta de manera negativa a la entrada de Co a los cultivos. Algunas de estas relaciones han sido descritas por otros autores. Así, Peterson y Girling (1981) observaron que el contenido del Fe y Mn afectan a la asimilación del Co por las plantas. También Adriano (2001) y Pérez-Espinosa *et al.* (2005) describen estudios previos en los que diversos autores encontraron una relación inversa entre el contenido de Mn en el suelo y la absorción o biodisponibilidad del Co por las plantas.

En algunos cultivos analizados se observó un contenido deficiente de Co. Este hecho indica que quizás se debería controlar el aporte de Fe y Mn en los agroquímicos, ya que los contenidos de

estos metales en los suelos podrían impedir la transferencia de Co a los cultivos.

Cromo

El contenido de Cr en los cultivos, tanto en peso seco como fresco, está relacionado positivamente con el contenido de Mn en el suelo, extraíble o "pseudo-total" (Tabla 5.47). Por lo tanto, a mayor cantidad de Mn en el suelo mayor cantidad de Cr en los cultivos. Esta relación es más importante en las alcachofas, como demuestran los mayores coeficientes de correlación para este cultivo, y el hecho de ser significativas más correlaciones. Por otro lado, en los cultivos de hoja la relación es negativa, es decir a mayor concentración de Mn en el suelo el contenido de Cr en los cultivos es menor (Tabla 5.47).

Tabla 5.47.- Coeficientes de correlación bivariados entre el Cr de los cultivos y el Mn del suelo (Correlación de Rho de Spearman).

	Cultivos de hoja		Cultivos de inflorescencia		Cultivos	
	Cr_seco	Cr_fresco	Cr_seco	Cr_fresco	Cr_seco	Cr_fresco
Mn_suelo	-0,534*	-0,513	0,512*	0,465	0,067	0,070
Mn_extraíble	0,273	0,302	0,635**	0,589*	0,399*	0,381*

** la correlación es significativa al nivel de 0,01; * la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Además, en el conjunto de los cultivos el Cr, en peso fresco y seco, se correlaciona inversamente con el Cd del suelo (-0,500**; -0,450*), también en los cultivos de hoja, en peso fresco (-0,594*). En los cultivos de hoja, la correlación se establece entre la concentración de Co extraíble del suelo y el Cr, expresado en peso seco (0,576*).

El Cr puede ser fitotóxico y, aunque en los cultivos analizados no presentan elevados niveles, hay una parcela (MPC-68) que presenta una concentración elevada de Cr en el suelo. Por lo tanto, en esta parcela sería conveniente controlar la adición de Mn al suelo

que podría movilizar el Cr, haciéndolo más o menos disponible para los cultivos en función del tipo de cultivo.

Cobre

Entre el contenido de Cu de los cultivos y el Cd del suelo se establece una correlación positiva (Tabla 5.48). Sin embargo, Ramos *et al.* (2002) describieron una interacción antagónica entre el contenido de Cd en el suelo y la concentración de Cu en el cultivo.

Tabla 5.48.- Coeficientes de correlación bivariados entre el Cu de los cultivos y el Cd del suelo (Correlación de Rho de Spearman).

	Cultivos de hoja		Cultivos de inflorescencia		Cultivo	
	Cu_seco	Cu_fresco	Cu_seco	Cu_fresco	Cu_seco	Cu_fresco
Cd_suelo	0,446	0,297	0,515*	0,637**	0,373*	0,333
Cd_extraíble	0,660*	0,493	0,236	0,328	0,281	0,216

** la correlación es significativa al nivel de 0,01; * la correlación es significativa al nivel de 0,05.

También el contenido de Pb del suelo se correlaciona positivamente con el Cu, expresado en peso fresco (0,384*) y seco (0,510*), y el Pb extraíble (0,371*). En las alcachofas, el contenido de Cu, expresado en peso seco, se correlaciona positivamente con el Ni (0,597*) y el Pb (0,499*) del suelo. Sin embargo, en los cultivos de hoja, el Cu, expresado en peso seco y fresco, se correlaciona negativamente con el Co (-0,613*; -0,598*), el Fe (-0,565*; -0,592*) y el Ni del suelo (-0,648*; -0,625*). Otra relación antagónica se establece entre el contenido de Cr en el suelo y el contenido de Cu, expresado en peso fresco, en cultivos (-0,471**) y cultivos de hoja (-0,592*). Por lo tanto, la absorción de Cu por las plantas está condicionada por la presencia de otros metales pesados en el suelo (Cd, Co, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn), debido a las interacciones que se producen con el Cu. Los diferentes resultados expuestos por Lepp (1981) demuestran que estas interacciones se producen, o no, en

función de la concentración de los elementos presentes en el suelo y de la especie vegetal de que se trata.

Las interacciones positivas entre algunos metales en el suelo y la concentración de Cu en los cultivos, parecen indicar que a la hora de adicionar Cu al suelo en las parcelas estudiadas se tendría que tener en cuenta la concentración de otros metales. La presencia de algunos metales en los suelos quizás pueda facilitar la transferencia del Cu a los cultivos. El Cu es esencial para las plantas pero en concentraciones elevadas es tóxico. Por lo tanto, añadir Cu en presencia de determinados metales, puede provocar un exceso de este metal en los cultivos.

Hierro

La concentración de Fe de las alcachofas está relacionada positivamente con el contenido de Pb extraíble con EDTA (Tabla 5.49). También se relaciona el contenido de Pb en suelo con el Fe en los dos cultivos, pero no en los cultivos de hoja.

Tabla 5.49.- Coeficientes de correlación bivariados entre el Fe de los cultivos y el Pb del suelo (Correlación de Rho de Spearman).

	Cultivos de hoja		Cultivos de inflorescencia		Cultivos	
	Fe_seco	Fe_fresco	Fe_seco	Fe_fresco	Fe_seco	Fe_fresco
Pb_suelo	-0,349	-0,305	0,433	0,489	0,395*	0,391*
Pb_extraíble	-0,271	-0,187	0,489	0,558*	0,364*	0,382*

** la correlación es significativa al nivel de 0,01; * la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Por otro lado, en los cultivos de hoja, en peso seco y peso fresco, el Mn produce un efecto antagónico en la absorción de Fe (-0,635*; -0,574*). Esta interacción antagónica ha sido descrita en diferentes ámbitos de estudio para diversos cultivos, como reflejan los resultados obtenidos en varios trabajos expuestos por Adriano (2001). Sin embargo, en las muestras de Castellón no se han encontrado las interacciones descritas por Thys *et al.* (1991), en

cultivos hidropónicos, en cuanto que elevados contenidos de Cd disminuyen la absorción de Fe por la planta.

Manganeso

La concentración de Zn extraíble en el suelo produce un descenso en el contenido de Mn en los cultivos, expresado en peso seco, como muestra la correlación negativa entre las dos variables (-0,366*). En los cultivos de hoja produce una disminución de la absorción de Mn, expresado en peso fresco, la concentración de Cd "pseudo-total" (-0,648*) y extraíble (-0,550*). Sin embargo, en los cultivos de hoja, el contenido de Co extraíble se correlaciona positivamente con el Mn, en peso seco (0,700**) y en peso fresco (0,537*). La interacción antagónica entre la concentración del Cd y el contenido de Mn en los cultivos fue descrita por Thys *et al.* (1991), para lechugas en cultivos hidropónicos a los que se adicionaban dos concentraciones distintas de Cd. También diversos trabajos expuestos por Adriano (2001) muestran que el Cd del suelo disminuye la absorción del Mn por las plantas.

Níquel

El contenido de Ni en los cultivos, expresado en peso seco y fresco, está inversamente relacionado con el contenido de Cd (-0,397*; -0,431*), de Co (-0,415*; -0,481**) y de Mn en el suelo (-0,418*; -0,423*). En las alcachofas, también se produce la relación antagónica entre el Ni, expresado en peso seco y fresco, el Cd (-0,837**; -0,787**) y el Zn, para el que se correlacionan tanto el contenido "pseudo-total" (-0,608*; -0,655**), como el extraíble (-0,536*). Sin embargo, la relación entre el Mn extraíble y el contenido de Ni en el cultivo de alcachofas es positiva (0,557*). En los cultivos de hoja, el Mn del suelo se correlaciona inversamente con

el Ni, expresado en peso seco (-0,675**) o fresco (-0,622*). Algunas de estas interacciones han sido descritas por Adriano (2001) que apunta interacciones antagónicas entre el Ni de los cultivos y el Co, Cu, Fe y Zn del suelo, ya que la presencia de estos elementos reduce la absorción de Ni por las plantas.

De las interacciones obtenidas en las muestras, se desprende que la adición de Mn o Zn al suelo puede provocar una disminución del contenido de Ni en los cultivos. Siendo el efecto de la adición de Mn más claro en los cultivos de hoja, mientras el del Zn en las alcachofas.

Plomo

En los cultivos de hoja el contenido de Pb, expresado en peso seco y en peso fresco, está correlacionado con el Mn del suelo (-0,653*; -0,642*) y el Ni extraíble (-0,600*; -0,659*). Estas relaciones se producen porque los cultivos de hoja con menor concentración de Pb son los que están en las parcelas con mayor concentración de Mn "pseudo-total" y Ni extraíble en el suelo. Además, los cultivos con mayores concentraciones de Pb están en las parcelas con menores contenidos de Mn "pseudo-total" y Ni extraíble en el suelo. Por lo tanto, parece indicar que la absorción del Pb por los cultivos de hoja está condicionada por la presencia de Mn y/o Ni en el suelo.

Zinc

En los cultivos hay una interacción sinérgica entre el Cd del suelo y el Zn, expresado en peso seco (0,417*). Por otro lado, en las muestras analizadas tiene lugar una inhibición en la absorción de Zn por los cultivos en presencia del Mn, encontrándose correlaciones negativas entre el Zn de los cultivos y el Mn del suelo, tanto con el

Mn "pseudo-total" (-0,420*) como con el extraíble (-0,368*; -0,379*). Esta interacción también tiene lugar con el Fe extraíble (-0,383*) y el Ni extraíble (-0,388*). En los cultivos de hoja se repiten las relaciones antagónicas, entre el Zn de los cultivos y el Mn del suelo (-0,543*), el Ni extraíble (-0,587*; -0,604*) y el Fe extraíble (-0,626*).

El descenso de Zn en los cultivos, provocado por un incremento de Fe, lo describieron Thys *et al.* (1991) en cultivos hidropónicos. Hay diversos estudios descritos por Collins (1981) que analizan la existencia de interacciones entre el Zn y los demás micronutrientes, obteniendo diferentes resultados. Así, algunos encuentran inhibiciones en la absorción del Zn en presencia del Cu y del Mn, mientras otros no. Las interacciones antagónicas del Mn y el Fe con el Zn, encontradas en las muestras analizadas, parecen indicar que la adición de estos micronutrientes podría disminuir la transferencia del Zn a los cultivos.

5.6. NIVELES DE FONDO Y VALORES DE REFERENCIA PARA LOS SUELOS HORTÍCOLAS DE CASTELLÓN

El esfuerzo realizado en el conocimiento y la regulación de los metales pesados en el medio ambiente, básicamente, se ha enfocado en las zonas contaminadas de origen urbano-industrial. La regulación de los suelos contaminados en los países de la Unión Europea se ha planteado principalmente mediante dos líneas políticas, una busca la protección de la salud humana, el medio ambiente y el agua, mientras la otra considera el suelo como recurso. Ambas pueden desarrollarse conjuntamente en un mismo país ya que no son excluyentes (Christie y Teeuw, 1998). En algunos países mediante la descontaminación de los suelos contaminados se persigue que a corto plazo puedan ser utilizados para cualquier uso (p. ej. Holanda), mientras en otros la descontaminación se realiza para que sean aptos para algún uso concreto (p. ej. Gran Bretaña, Francia). En varios países se han establecido estándares de calidad del suelo. No obstante, hoy en día son muy pocos los países que tienen información detallada sobre el contenido de metales pesados fuera de las zonas contaminadas (Bak *et al.*, 1997).

En la década de los ochenta se realizaron los primeros intentos para establecer valores de fondo en Canadá (McKeague y Wolynetz, 1980) y en Europa. Los valores de fondo son, como se expone en la introducción, concentraciones de sustancias peligrosas, presentes en el medio natural, que no son consecuencia de actividades humanas localizadas. Concretamente, en este trabajo se realiza una propuesta de valores de fondo para suelos hortícolas de la provincia de Castellón. Para establecer los valores de fondo se consideran las parcelas que presentan contenidos de metales consecuencia de las prácticas agrícolas, por tanto presentan una contaminación difusa, pero se descartan aquellas parcelas que presentan elevadas concentraciones de metales consecuencia de procesos de

contaminación puntuales, como proponen varios científicos (Holmgren *et al.*, 1993; Esser, 1996; De Miguel *et al.*, 2002).

Por otro lado, los valores de referencia permiten diferenciar entre suelos contaminados y no contaminados. Holanda, al establecer valores de referencia en 1987, es uno de los países pioneros en Europa en el establecimiento de valores de referencia. Esto es debido a que en Holanda el suelo es un recurso escaso y muy valioso, principalmente porque es un país pequeño con una elevada densidad poblacional en el que la falta de suelo hace que se lleven a cabo importantes cambios de usos del suelo, por ejemplo suelos utilizados como vertederos o áreas mineras se descontaminan para usos urbanos (Vegter, 1995). Además, sus características geográficas, al ser un país prácticamente llano, e hidrogeológicas, al tener las aguas subterráneas a escasa profundidad, hacen que sea necesaria la protección del suelo para evitar la contaminación de las aguas subterráneas.

En España, las Comunidades Autónomas empezaron a establecer niveles de fondo y valores de referencia en la segunda mitad de la década de los noventa. Así, en Cataluña se realizó un estudio para el establecimiento de niveles de fondo (Junta de Residus, 1998). En el País Vasco se desarrolló una guía metodológica para la caracterización y gestión de suelos potencialmente contaminados (IHOBE, 1998), en la que se proponen unos niveles de fondo para el País Vasco. En Andalucía se definieron los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado y se realizó un protocolo metodológico para la investigación de suelos potencialmente contaminados (Junta de Andalucía, 1999). En Castilla y León se llevó a cabo un estudio piloto para la determinación de los niveles de fondo y valores de referencia para metales en la provincia de Valladolid (Junta de Castilla y León, 1999). En la Comunidad de Madrid se determinaron los niveles de fondo y valores de referencia (De Miguel *et al.*, 2002).

En la Comunidad Valenciana todavía no se han establecido niveles de fondo y valores de referencia. Sin embargo, hay que destacar el importante esfuerzo realizado en este sentido en el marco del Convenio Generalitat Valenciana-CSIC durante los años 2001, 2002, 2003 y 2004. Los trabajos realizados mediante la colaboración entre la Conselleria de Medi Ambient, la actual Conselleria de Territori i Habitatge, y el Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-UV-GV) han generado información sobre el contenido de metales pesados en la Comunidad Valenciana, que hasta el momento era escasa y heterogénea. Además, se han ensayado diversas metodologías para el establecimiento de niveles de fondo y valores de referencia. Todos estos trabajos son la base para, en fases sucesivas, poder llegar a establecer niveles de fondo y valores de referencia para la Comunidad Valenciana. De hecho, algunas de las metodologías ensayadas en el marco de este convenio se aplican en este trabajo.

En realidad, los resultados de los trabajos realizados en el marco del convenio entre la Generalitat Valenciana y el CSIC, a través del CIDE, aportan una importante información sobre todo si se tiene en cuenta la reciente publicación del Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005). En este RD se propone la obtención de valores de referencia para metales pesados a partir de la fórmula $x+2s$ en suelos de zonas no contaminadas, cuando no es posible determinar los valores umbrales toxicológicos. Ésta es una de las metodologías ensayadas para derivar valores de referencia en suelos de la Comunidad Valenciana. Por lo tanto, los resultados obtenidos en el convenio podrán facilitar la aplicación del RD en la Comunidad Valenciana.

Por otro lado, también es importante destacar la existencia de estudios realizados en diversas áreas para la obtención de niveles de fondo y valores de referencia por varios científicos. Algunos de estos trabajos son los realizados en Cataluña por Tobías *et al.* (1997a,b), en Madrid por Pérez *et al.* (2000) o en Murcia por Pérez *et al.* (2002).

5.6.1. Niveles de fondo

5.6.1.1. Estadística descriptiva

La población de fondo está compuesta por los valores comprendidos entre el valor mínimo y máximo de la población, sin tener en cuenta los valores identificados, estadísticamente, como discordantes. La presencia de tales valores discordantes en las muestras de Castellón puede ser debida, principalmente, a que son parcelas con una historia de uso diferente o a procesos de contaminación puntuales. La detección de estos valores en la población muestreada de Castellón es necesaria para poder establecer los niveles de fondo aplicando las metodologías de estadística descriptiva. El método para la detección de discordantes fue la realización de los diagramas de caja (Figura 5.50), que es el método propuesto en la ISO/DIS 19258 (2004).

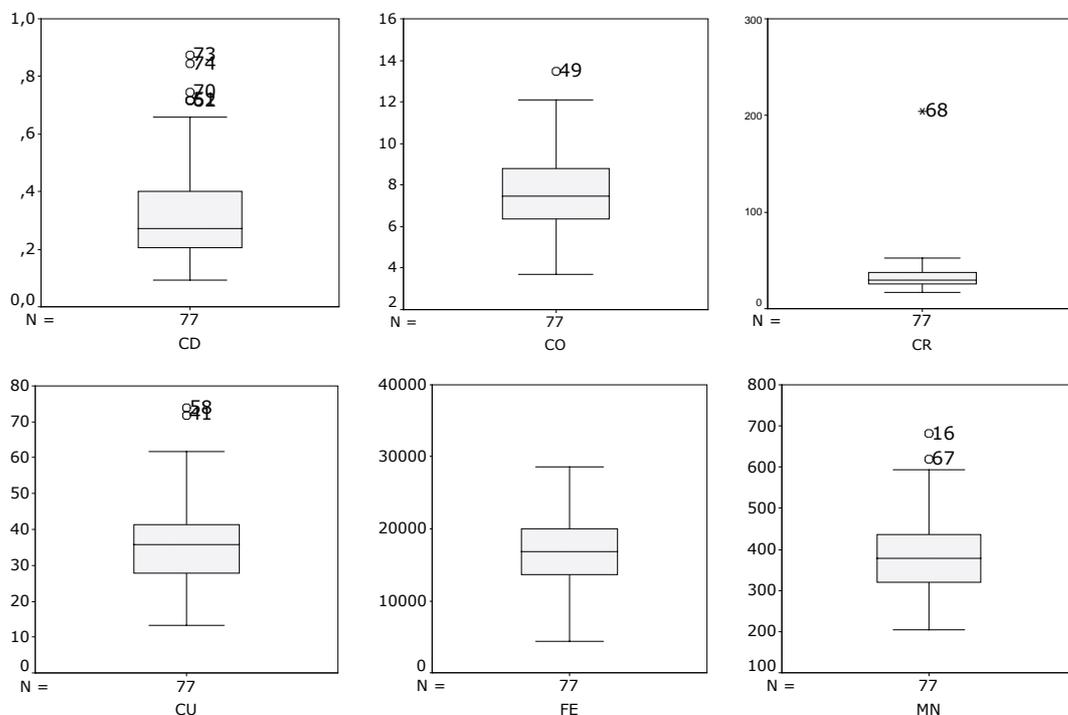


Figura 5.50.- Diagramas de caja.

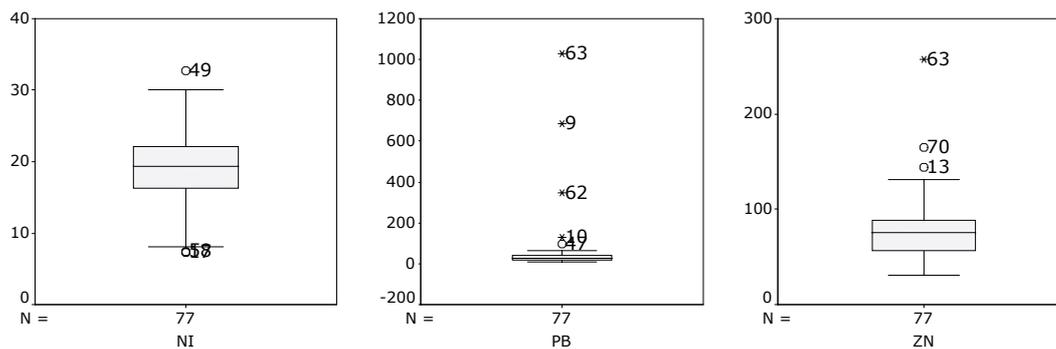


Figura 5.50. (Continuación)- Diagramas de caja.

En la Tabla 5.50 se presentan las muestras discordantes para cada metal y, entre paréntesis, sus valores.

Tabla 5.50.- Muestras que presentan valores discordantes en las poblaciones de metales y entre paréntesis se presenta el valor de la muestra. Los valores se expresan en mg/kg, excepto para el Cd que son $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Valores discordantes	
Cd	MPC-73 (873), MPC-74 (843), MPC-70 (746), MPC-51 (719), MPC-62 (715)
Co	MPC-49 (13,5)
Cr	MPC-68 (204,4)
Cu	MPC-58 (73,9), MPC-41 (71,9)
Mn	MPC-16 (682), MPC-67 (617)
Ni	MPC-49 (32,7), el MPC-17 (7,3), MPC-58 (7,4)
Pb	MPC-63 (1027,8), MPC-9 (685,9), MPC-62 (344,8), MPC-10 (129,0), MPC-47 (94,7)
Zn	MPC-63 (256,6), MPC-70 (164,2), MPC-13 (143,8)

En la Tabla 5.51 se presentan los resultados obtenidos para los metales analizados a los que se les ha aplicado las metodologías estadísticas para el establecimiento de niveles de fondo utilizadas en las Comunidades Autónomas, que se han explicado con detalle en el capítulo IV sobre Materiales y métodos. Para ello, una vez detectados y descartados los valores discordantes, se caracteriza el tipo de distribución de la población (normal, log-normal o no normal) para cada metal, y se calculan los estadísticos de las diversas propuestas metodológicas. El valor medio o media aritmética es la metodología empleada en el País Vasco (IHOBE, 1998), la cota superior de la media en Madrid (De Miguel *et al.*, 2002) y según la distribución de la

población se emplea la media aritmética, media geométrica o la mediana en Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999).

Tabla 5.51.- Niveles de fondo (mg/kg), excepto para el Cd que se expresan en µg/kg.

	DISTRIBUCIÓN	Intervalo de Población de Fondo	Valor Medio	Cota superior¹	Según Distribución^{2,3,4}
Cd*	Log-Normal (n=72)	[1,98-2,82]/ [96-661]	2,44/ 275	2,48/302	2,43 ³ /269 ³
Co	Normal (n=76)	[3,7-12,1]	7,6	8,1	7,6 ²
Cr	Normal (n=76)	[16,7-52,5]	31,0	32,7	31,0 ²
Cu	Normal (n=75)	[13,2-61,9]	35,6	38,0	35,6 ²
Fe	Normal (n=76)	[4.425-28.668]	16.915	17.995	16.915 ²
Mn	Normal (n=75)	[205-593]	378	399	378 ²
Ni	Normal (n=74)	[8,1-30,1]	19,4	20,4	19,4 ²
Pb*	Log-Normal (n=72)	[1,07-1,81]/ [11,7-64,6]	1,42/ 26,3	1,45/28,2	1,39 ³ /24,5 ³
Zn	Normal (n=74)	[30,7-131,2]	74,0	79,2	74,0 ²

¹ Cota Superior de la media, ² Media Aritmética (Distribución Normal); ³ Media Geométrica (Distribución Log-normal); ⁴ Mediana (Distribución No Normal). *Valores log-transformados/Valores con transformación inversa (10^x).

5.6.1.2. Gráficas probabilísticas

Las gráficas probabilísticas, que permiten separar para una determinada zona entre la población de fondo y la contaminada a partir de un punto de inflexión, como se comentó en el apartado de Materiales y métodos, se han obtenido con el programa estadístico PROBPLOT v 1.00 (Stanley, 1987). En ellas se representa la concentración de metal en el suelo frente a la frecuencia acumulada de los valores (Figura 5.51). La escala de la concentración de los metales varía en función de la distribución de la población analizada. En los metales que la población presenta una distribución normal (Co, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni) la escala es aritmética, mientras que en los metales que la población presenta una distribución log-normal (Cd, Pb y Zn) la escala es logarítmica. En el caso del Cr y el Pb ha sido necesario eliminar, respectivamente, uno y dos valores discordantes para que cumplan la normalidad, al ser un requisito imprescindible para la aplicación de las gráficas probabilísticas.

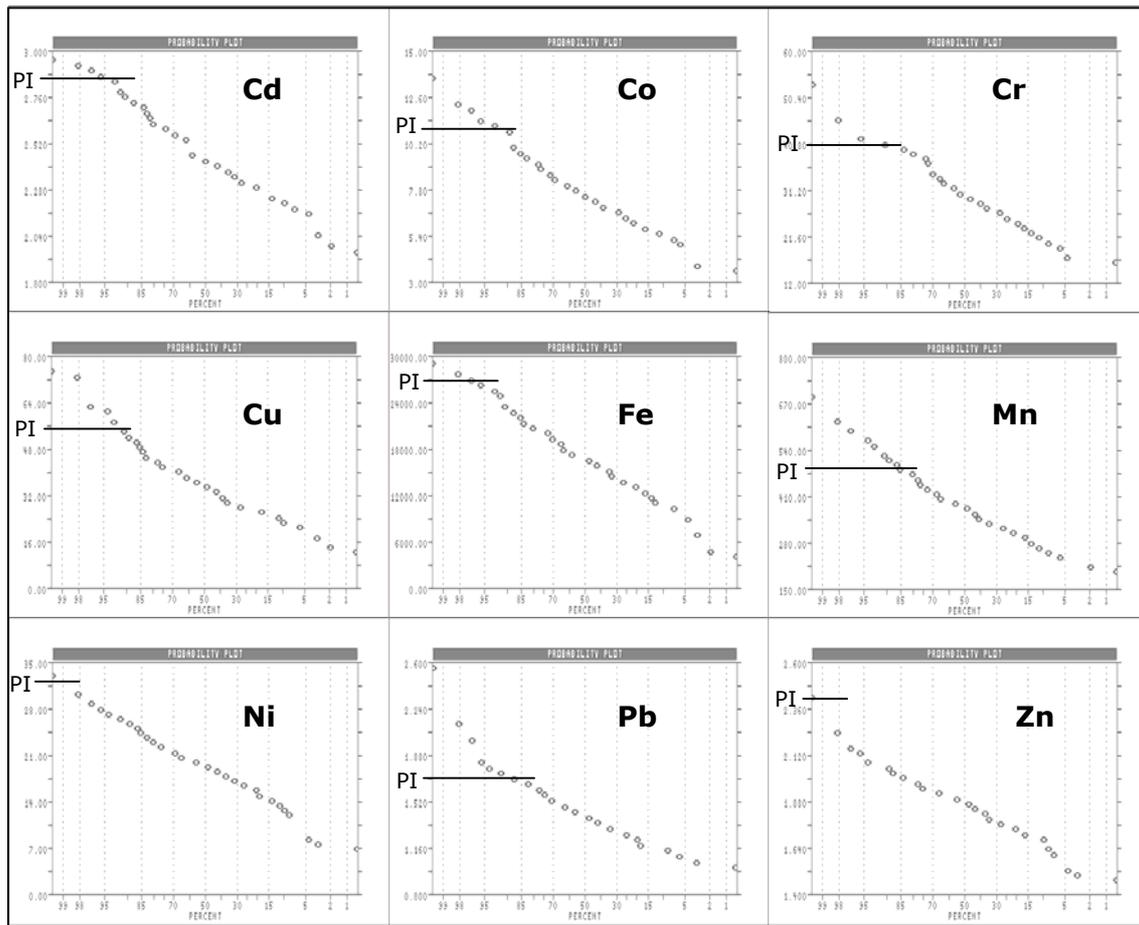


Figura 5.51.- Gráficas probabilísticas.

En las gráficas se realiza una primera aproximación para identificar de manera gráfica el punto de inflexión (PI), que representa la zona de transición entre la población de fondo (no contaminada) y la población contaminada (Figura 5.51). Sin embargo, dada la subjetividad que presenta la identificación gráfica del punto fue necesario determinar, posteriormente, el punto de inflexión con mayor precisión. Así, a partir del valor obtenido gráficamente se determinó el valor que corresponde al punto de inflexión, utilizando el método propuesto por Fleischauer y Korte (1990). Estos autores obtienen el punto de inflexión o *threshold* haciéndolo corresponder con el valor máximo de la población cuya asimetría se aproxima más a cero.

En la Tabla 5.52 se presentan los estadísticos (media, desviación estándar, asimetría, kurtosis, número de valores) de las

poblaciones que en las gráficas están próximas al punto de inflexión (PI). A partir de esta tabla se seleccionó el punto de inflexión o *threshold* de los metales estudiados. En negrita están señaladas, para cada uno de los elementos estudiados, las poblaciones cuya asimetría está más próxima a cero. El valor máximo de esta población correspondería al punto de inflexión.

Tabla 5.52.- Estadísticos de la población de fondo utilizando diferentes umbrales o *thresholds*.

	Umbral	Media	DS	Asimetría	Kurtosis	Nº Valores
logCd	2,86	2,448	0,191	0,086	-0,3005	74
	2,85	2,442	0,186	0,036	-0,305	73
	2,82	2,437	0,181	-0,035	-0,339	72
	2,77	2,431	0,176	-0,094	-0,353	71
Co	11,0	7,371	1,595	0,099	-0,101	71
	10,9	7,319	1,546	0,021	-0,123	70
	10,8	7,266	1,493	-0,083	-0,197	69
Cr	41,0	30,004	6,645	-0,018	-0,800	71
	40,9	29,847	6,559	-0,015	-0,768	70
	40,7	29,687	6,468	-0,015	-0,737	69
	40,6	29,525	6,374	-0,016	-0,703	68
Cu	40,4	29,359	6,274	-0,021	-0,671	67
	52,6	33,935	8,618	0,053	-0,394	70
	51,9	33,665	8,377	-0,009	-0,419	69
Fe	51,1	33,397	8,137	-0,080	-0,462	68
	28.668	16.915	4.835	0,141	0,117	77
	27.114	16.761	4.671	0,043	0,067	76
	26.397	16.623	4.544	-0,024	0,086	75
Mn	26.119	16.490	4.427	-0,085	0,118	74
	548	370	81	0,136	-0,545	72
	539	367	78	0,077	-0,595	71
	518	365	76	0,015	-0,651	70
Ni	510	363	75	-0,023	-0,662	69
	32,7	19,3	4,97	0,008	0,408	77
logPb	30,1	19,1	4,75	-0,183	0,204	76
	1,73	1,40	0,18	0,058	-0,847	69
	1,71	1,40	0,17	0,024	-0,836	67
	1,70	1,39	0,16	-0,016	-0,832	65
logZn	1,68	1,38	0,16	-0,044	-0,844	64
	2,41	1,87	0,16	0,230	1,165	77
	2,22	1,86	0,15	-0,237	0,095	76
	2,16	1,86	0,14	-0,381	-0,012	75

En las poblaciones del Ni y Pb, como se observa en la Tabla 5.52, la asimetría más próxima a cero corresponde a toda la población muestreada. Por lo tanto, no se pueden separar dos

poblaciones para estos metales, lo que estaría indicando que la población de fondo está constituida por el conjunto de valores obtenidos en la zona de estudio para estos metales.

Una vez seleccionado el punto de inflexión se puede caracterizar la población de fondo. En la Tabla 5.53 se presentan el resumen de los principales parámetros estadísticos del conjunto de la población, los estadísticos necesarios para la separación de las poblaciones y los valores que caracterizan a la población de fondo. En primer lugar, se presenta la distribución y el número de valores de la población de partida. En todos los casos se tenían 77 muestras, pero para el Cr y el Pb se desestimaron una y dos muestras, respectivamente, para tener una población normal o log-normal. Los parámetros que separan las dos poblaciones, mediante el método de la asimetría cero, son la concentración correspondiente al punto de inflexión y su asimetría. Por último, la población de fondo queda definida por el número de valores, la media y la desviación estándar, que corresponden a la población por debajo del punto de inflexión. Además, a partir de estos valores se calculó el límite superior del valor de fondo (LS del VF = VF + 2*DS). Este valor definiría lo que en este trabajo se ha denominado valor de referencia.

Tabla 5.53.- Principales parámetros estadísticos descriptivos del punto de inflexión, que separa las poblaciones en dos subpoblaciones, y de la población de fondo. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en µg/kg.

	Distribución (n datos)	Punto de inflexión	Asime- tría	Nº de valores	Media o VF	DS	LS del VF
Cd*	Log-normal (77)	2,82/661	-0,035	72	2,437/ 274	0,181/ 1,52	2,799/ 630
Co	Normal (77)	10,9	0,021	70	7,319	1,546	10,4
Cr	Normal (76)	40,9	-0,015	70	29,85	6,559	42,9
Cu	Normal (77)	51,9	-0,009	69	33,67	8,377	50,4
Fe	Normal (77)	26.397	0,024	75	16.623	4.544	25.711
Mn	Normal (77)	518	0,015	70	365	76	517
Ni	Normal (77)	32,7	0,008	77	19,3	4,97	29,2
Pb*	Log-normal (75)	1,70/50,1	-0,016	65	1,39/ 24,5	0,16/ 1,44	1,71/ 51,3
Zn*	Log-normal (77)	2,41/257	0,230	77	1,87/ 74,1	0,16/ 1,45	2,19/ 154,9

* Datos log-transformados/Datos transformados inversamente (10^x).

Por otro lado, el punto de inflexión identificado mediante el método de la asimetría cero (Tabla 5.52) sirve para separar gráficamente la población inicial, representada en la Figura 5.51, en dos poblaciones, representadas en las Figuras 5.52 a 5.54. En estas gráficas (Figuras 5.51 a 5.54) se representan mediante rectas, obtenidas con el PROBLOT, las dos poblaciones para todos los metales pesados analizados, excepto para el Ni y el Zn, que constituyen una única población. La recta 1 define a la población de fondo, que corresponde a los valores inferiores al punto de inflexión o *threshold*, mientras la recta 2 a la población contaminada, que corresponde a los valores superiores al punto de inflexión o *threshold*. Junto a cada gráfica se presenta el tipo de distribución de la población inicial, el número de valores, así como la media y desviación estándar de las dos poblaciones obtenidas.

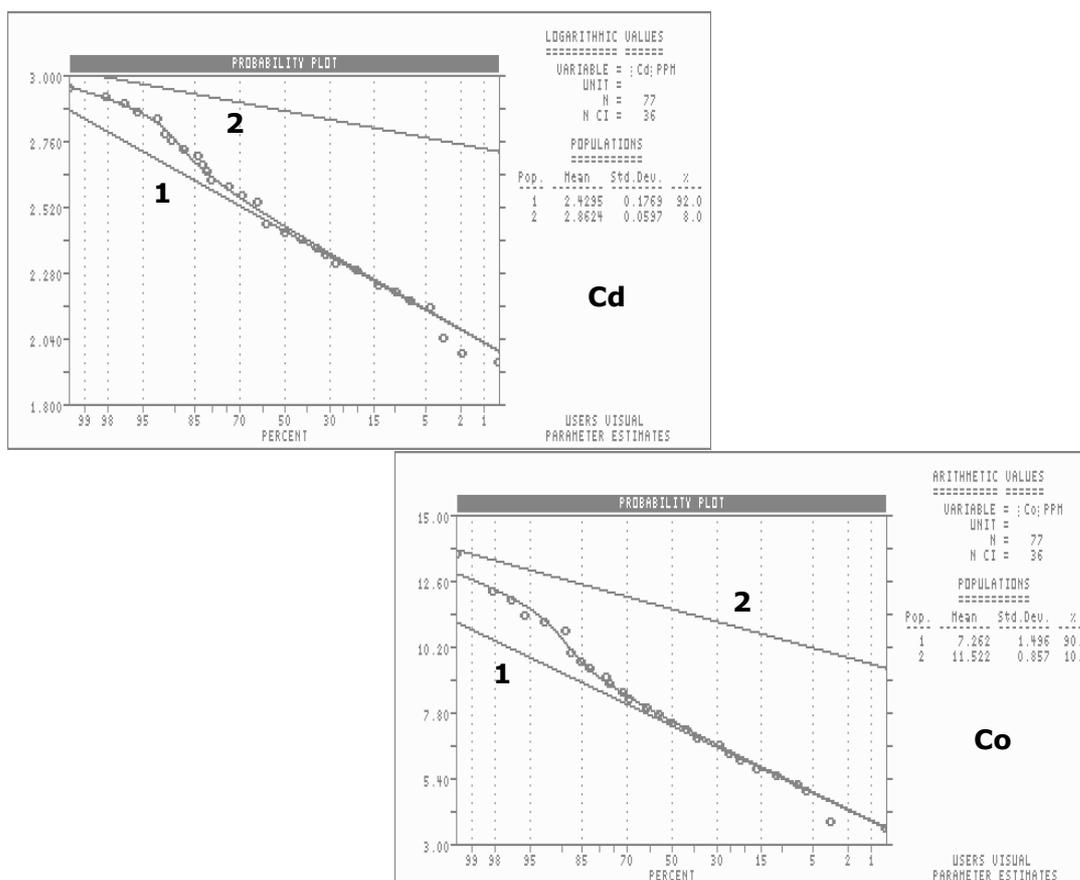


Figura 5.52.- Representación de las gráficas probabilísticas del Cd y Co en suelos hortícolas de la provincia de Castellón.

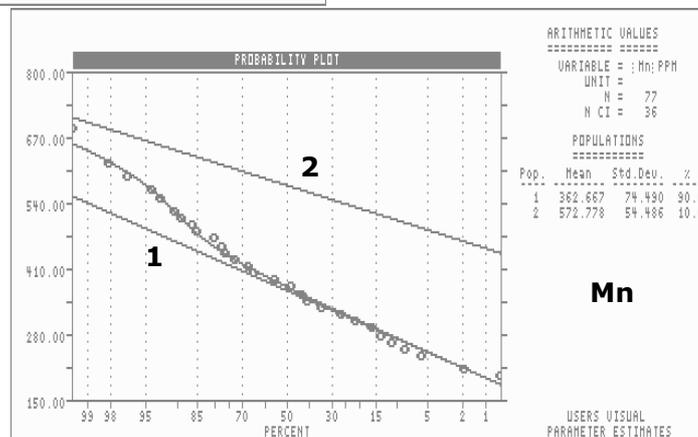
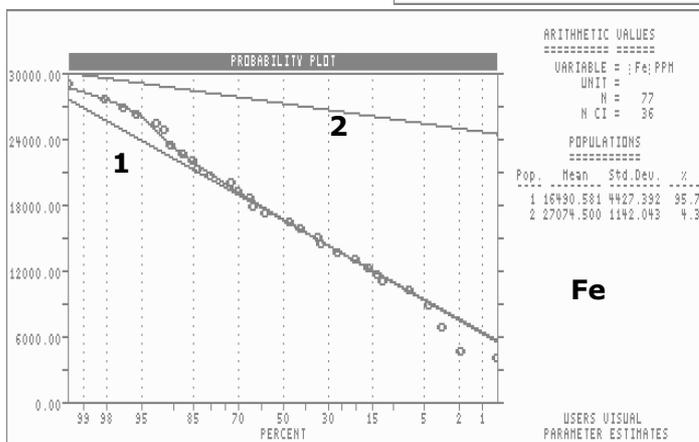
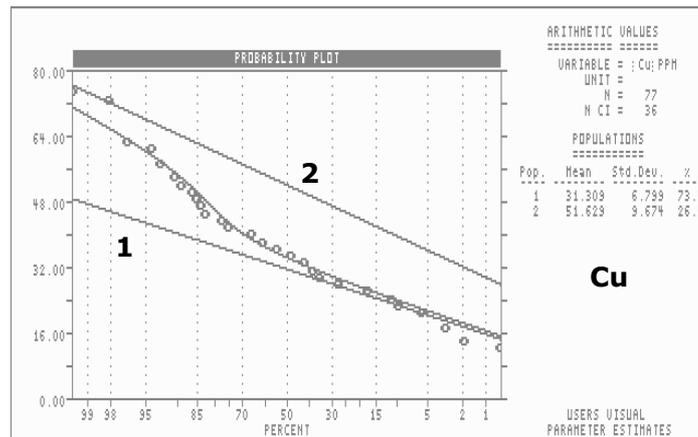
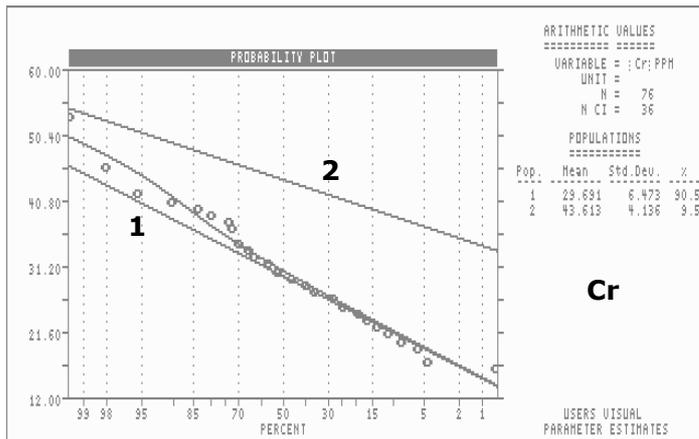


Figura 5.53.- Representación de las gráficas probabilísticas del Cr, Cu, Fe y Mn en suelos hortícolas de la provincia de Castellón.

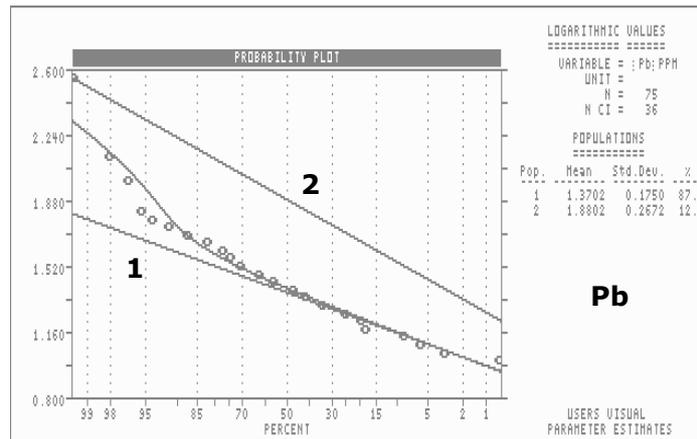


Figura 5.54.- Representación de la gráfica probabilística del Pb en suelos hortícolas de la provincia de Castellón.

En la Tabla 5.54 se resumen los datos más importantes para establecer los valores de fondo a partir de la información extraída de las gráficas probabilísticas (Figuras 5.52 a 5.54). En esta tabla se presenta el punto de inflexión, obtenido mediante el método de la asimetría cero, y la media y desviación estándar de la recta 1 o población de fondo. No se presentan resultados para el Ni, ni para el Zn, al no poder dividirse la población inicial en dos subpoblaciones, la de fondo y la contaminada.

Tabla 5.54.- Principales parámetros estadísticos descriptivos de la población de fondo obtenidos a partir de las gráficas probabilísticas. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Metal	Distribución (n datos)	Punto de inflexión	Media o VF	Desviación estándar
Cd*	Log-normal (77)	2,82/661	2,429/269	0,177/1,50
Co	Normal (77)	10,9	7,262	1,496
Cr	Normal (76)	40,9	29,691	6,473
Cu	Normal (77)	51,9	31,309	6,799
Fe	Normal (77)	26.397	16.491	4.427
Mn	Normal (77)	518	363	75
Pb*	Log-normal (75)	1,70/50,1	1,370/23,4	0,175/1,49

* Datos log-transformados/Datos transformados inversamente (10^x).

5.6.2. Valores de referencia

5.6.2.1. Estadística descriptiva

En la Tabla 5.55 se presentan los valores de referencia para los suelos hortícolas de Castellón obtenidos mediante la aplicación de las metodologías empleadas en distintas Comunidades Autónomas. La media aritmética + 2*s en Cataluña (Junta de Residus, 1998) y distintas fórmulas en función de la distribución de la población se aplican en Castilla León (Junta de Castilla y León, 1999). Así, cuando la población presenta una distribución normal se emplea la media aritmética + 2s, cuando la distribución es log-normal la media geométrica +2s y cuando la distribución es no normal se aplica la siguiente fórmula:

$$VR = [(3^{\circ} \text{ intercuartil} - 1^{\circ} \text{ intercuartil}) * 1.5] + 3^{\circ} \text{ intercuartil} \quad (8)$$

Por otro lado, en Andalucía se empleó el percentil 90 (Junta de Andalucía, 1999). Además, se presenta el límite superior del valor de fondo (LS del VF), obtenido a partir de las gráficas probabilísticas.

Tabla 5.55.- Valores de referencia para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en µg/kg.

	DISTRIBUCIÓN	Xaritm.+2s	Según Distribución	p90	LS del VF
Cd	Log-Normal (n=72)	546	512	492	2,783/607
Co	Normal (n=76)	11,4	11,4	10,4	10,3
Cr	Normal (n=76)	46,1	46,1	40,6	42,6
Cu	Normal (n=75)	56,6	56,6	50,5	44,9
Fe	Normal (n=77)	26.584	26.584	23.149	25.345
Mn	Normal (n=75)	557	557	501	513
Ni	Normal (n=74)	28,2	28,2	25,7	--
Pb	Log-Normal (n=72)	54,0	51,2	48,7	1,72/52,5
Zn	Normal (n=74)	119,2	119,2	104,1	--

5.6.2.2. Rectas de regresión

La derivación de valores de referencia mediante el empleo de rectas de regresión permite obtener Valores de Referencia Genéricos (VRG) o Valores de Referencia Específicos (VRE), en función de la metodología empleada. Así, la metodología empleada en Holanda (Vegter, 1995) sirve para calcular valores de referencia genéricos, mientras se obtienen valores de referencia específicos con la empleada en Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999). En las muestras de Castellón se establecieron las rectas de regresión para la obtención de los valores de referencia siguiendo ambas propuestas.

En primer lugar, se aplicó la metodología holandesa que permitió derivar los valores de referencia teniendo en cuenta los principales elementos químicamente activos del suelo, como son la materia orgánica y la arcilla. La principal aportación de este método fue considerar variables edáficas para derivar valores de referencia. Sin embargo, ha sido muy criticado por realizarlo de una manera excesivamente simplificada, ya que se podrían haber considerado un mayor número de características edáficas en las ecuaciones. Por este motivo, a la luz de los resultados de las correlaciones establecidas en las muestras de Castellón, se introdujo una pequeña variante. Así, además de la materia orgánica y la arcilla también se consideró la CIC para establecer las rectas de regresión para aquellos metales que presentan una correlación significativa con una o varias de estas características edáficas. Por lo tanto, en la recta de regresión los valores de referencia se expresan en función del nivel de fondo (que es la constante de la recta), la materia orgánica, la arcilla y/o la CIC (Tabla 5.56). La aparición en las rectas de una, dos o las tres características edáficas depende de las rectas obtenidas previamente.

Tabla 5.56.- Valores de referencia genéricos (VRG), expresados en mg/kg, calculados a partir de rectas de regresión.

	Recta (MO, Arcilla y CIC)	R²	VRG
Cd	Sin recta	--	--
Co	Co = 7,3 + 0,130 Arcilla	0,438	10,7
Cr*	Cr = 29,7 + 0,236 Arcilla + 0,228 CIC	0,378/0,116	40,0
Cu*	Cu = 31,3 + 0,943 MO + 0,275 CIC	0,126/0,084	40,3
Fe	Fe = 16.491 + 355,11 Arcilla	0,523	25.721
Mn*	Mn = 363 + 3,296 Arcilla	0,132	449
Ni	Ni = 19,4 + 0,327 Arcilla	0,470	27,9
Pb	Sin recta	--	--
Zn	Sin recta	--	--

*Residuos no normales.

En la Tabla 5.56 el valor de referencia genérico (VRG) se calculó, para cada uno de los metales, substituyendo las variables independientes (MO, Arcilla y CIC) de las ecuaciones obtenidas por un valor representativo, y resolviendo la ecuación. El valor representativo elegido, siguiendo el criterio de la metodología holandesa, fue el valor medio de estas características edáficas en la zona de estudio, que son 4,2% para la materia orgánica, 26% para la arcilla y 18,3 cmol_c(+)/Kg para la CIC. Estos valores de referencia son genéricos y como tales son orientativos. Más aún si se tiene en cuenta que las relaciones obtenidas no son muy consistentes, ya que los residuos de las rectas en tres de los seis metales para los que se obtienen ecuaciones, concretamente para el Cr, Cu y Mn, no son normales.

En segundo lugar, se aplicaron las rectas de regresión para la obtención de valores de referencia específicos, siguiendo la metodología propuesta en la Junta de Castilla y León (1999). En este caso, las variables independientes de las rectas corresponden a las características edáficas que presentan correlación significativa al nivel del 0,01 para cada uno de los metales. Además, la constante obtenida al establecer la recta de regresión se sustituye por el nivel de fondo. La función obtenida (Tabla 5.57) es el valor de referencia específico, ya que en cada emplazamiento o sitio de estudio se

substituyen las variables independientes (que se refieren a características y propiedades del suelo), y se obtiene el valor de referencia para ese emplazamiento en particular. Las rectas de regresión obtenidas no son muy consistentes, ya que para el Cr, Mn y Ni los residuos no son normales, y para los otros tres metales la varianza explicada (R^2) no es muy elevada, especialmente para el Cu.

Tabla 5.57.- Valores de referencia específicos.

	Recta	R^2
Cd	Sin recta	
Co	$Co = 7,3 + 9,053 \cdot 10^{-2} Ac - 4,11 \cdot 10^{-2} CA - 3,42 \cdot 10^{-2} Ar$	0,580
Cr*	$Cr = 29,7 - 0,512 CA$	0,108
Cu	$Cu = 31,3 + 2,336 MO$	0,155
Fe	$Fe = 16.491 + 279,082 Ac - 184,588 CA$	0,767
Mn*	$Mn = 363 + 3,019 Ac - 1,875 CA$	0,204
Ni*	$Ni = 19,4 + 0,229 Ac - 0,175 CA + 7,29 \cdot 10^{-2} Ar$	0,745
Pb	Sin recta	
Zn	Sin recta	

*Residuos no normales.

5.6.3. Propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón

Los resultados de las diferentes metodologías empleadas para la obtención de niveles de fondo no muestran grandes diferencias, siendo todos los valores obtenidos muy similares. En la Tabla 5.58, se presentan los valores propuestos como niveles de fondo para suelos hortícolas de la provincia de Castellón. Estos niveles son los correspondientes a la metodología de las gráficas probabilísticas, en los metales que se ha podido aplicar, y para el resto siguiendo el procedimiento de Castilla y León, en el que el estadístico empleado varía en función de la distribución de la población.

Tabla 5.58.- Propuesta de niveles de fondo (mg/kg) para los suelos hortícolas de Castellón.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Valor	0,3	7,3	29,7	31,3	16.491	363	19,4	23,4	74,0

En la Tabla 5.59 se realiza la propuesta de valores de referencia para suelos hortícolas de la provincia de Castellón, que corresponde a los obtenidos mediante una de las metodologías propuestas en el RD 9/2005 (BOE, 2005) para la obtención de valores de referencia (concretamente, corresponde a $x+2s$), y los métodos estadísticos empleados por la Junta de Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999). Además, estos valores se comparan con algunos valores de referencia establecidos para otras zonas de Europa. En concreto, algunos corresponden a países como Holanda (Vegter, 1995) o Dinamarca (Bak *et al.*, 1997), otros a Comunidades Autónomas de España como Cataluña (Junta de Residuos, 1997) o Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999), y otros a ensayos en territorios más pequeños, como el realizado por Tobías *et al.* (1997b) en un área industrial de Cataluña, o por Pérez *et al.* (2000) en un área de desarrollo agrícola e industrial de Madrid, o Pérez *et al.* (2002) en suelos de regadío tradicional en Murcia cultivados con cítricos y cultivos hortícolas. Las concentraciones de los valores de referencia propuestos para suelos hortícolas de Castellón se encuentran en el rango de los valores establecidos en los otros estudios, siendo más similares para todos los metales, excepto el Zn, a la propuesta realizada en Castilla y León.

Tabla 5.59.- Propuesta de valores de referencia (mg/kg) para los suelos hortícolas de Castellón y comparación con otros valores de referencia.

	Castellón		Vegter (1995)	Bak et al. (1997)	Cataluña	Castilla y León	Pérez et al. (2000)	Tobías et al. (1997b)	Pérez et al. (2002)
	X+2s	Según distribución							
Cd	0,55	0,51	0,8	0,3	1,5	0,8	0,84	--	0,3
Co	11,4	11,4	--	--	10	10	--	--	--
Cr	46,1	46,1	100	50	--	53	--	275	73
Cu	56,6	56,6	36	30	55	50	34	145	41
Fe	26.584	26.584	--	--	--	--	--	--	--
Mn	557	557	--	--	--	--	--	--	--
Ni	28,2	28,2	35	10	49	26	--	83	43
Pb	54,0	51,2	85	50	70	51	88	91	30
Zn	119,2	119,2	140	100	178	67	109	326	192

Las concentraciones de los metales en algunas parcelas de las analizadas en este trabajo son superiores a los valores de referencia establecidos para suelos hortícolas de Castellón. Concretamente las parcelas que presentan contenidos de metales superiores a los valores de referencia establecidos para el área de estudio son 2 parcelas para el Cr (MPC-67, MPC-68) y el Fe (MPC-03, MPC-49); 3 para el Co (MPC-54, MPC-48, MPC-49) y el Ni (MPC-48, MPC-14, MPC-49); 4 para el Mn (MPC-50, MPC-57, MPC-67, MPC-16); 5 para el Cu (MPC-70, MPC-15, MPC-40, MPC-41, MPC-58) y el Zn (MPC-65, MPC-64, MPC-013, MPC-70, MPC-63). En el caso del Cd y el Pb el número de parcelas varía en función de si se considera el método del RD o el empleado por la Junta de Castilla y León. Así, según el método del RD (x+2s) son 8 para el Cd (MPC-51, MPC-61, MPC-62, MPC-70, MPC-72, MPC-73, MPC-74, MPC-76) y para el Pb (MPC-59, MPC-01, MPC-64, MPC-47, MPC-10, MPC-62, MPC-09, MPC-63), mientras son 3 más para el Cd (MPC-51, MPC-54, MPC-61, MPC-62, MPC-67, MPC-70, MPC-72, MPC-73, MPC-74, MPC-76, MPC-77) y 2 más para el Pb (MPC-74, MPC-73, MPC-59, MPC-01, MPC-64, MPC-47, MPC-10, MPC-62, MPC-09, MPC-63) siguiendo el método

empleado en Castilla y León (el estadístico empleado varía según la distribución de la población).

Las concentraciones superiores a los valores de referencia podrían ser indicativas de procesos de contaminación en esas parcelas, sobre todo para aquellos metales que se ha destacado la importancia de su origen antrópico en toda el área de estudio (Cd, Cu, Pb y Zn) o en la zona sur de la misma (Cr). Por lo tanto, especialmente para estos metales y teniendo en cuenta que son los más tóxicos sería conveniente llevar a cabo futuras investigaciones en base a un programa de seguimiento y vigilancia ambiental. Es decir, sería necesario realizar un estudio detallado de aquellas zonas donde parece que se han producido procesos de contaminación, e incluso quizás sería conveniente realizar un estudio estacional de estas áreas para evaluar la posible existencia de variaciones estacionales. Una vez confirmada la existencia de procesos de contaminación, se debería realizar un análisis de riesgos que permitiera valorar los efectos negativos sobre el medio ambiente y los seres humanos (Recatalá *et al.*, 2001). Este análisis permitiría priorizar las actuaciones que han de llevarse a término (Junta de Residuos, 1998). Tras la realización del análisis de riesgos las actuaciones que se deben acometer se secuenciarían de manera que en primer lugar sería necesario realizar alguna actuación para la recuperación del suelo en aquellos casos donde el análisis indicara un riesgo evidente. Las actuaciones se determinan en función de las características del emplazamiento contaminado y los recursos disponibles. Por otro lado, en las zonas donde el riesgo se considera aceptable, únicamente, será necesario realizar un seguimiento de la zona para cerciorarse de que no cambia la situación y no se ve incrementado el riesgo. Finalmente, en aquellas zonas donde se considera que no hay riesgo, sería conveniente realizar un seguimiento para su vigilancia.

Los valores de referencia obtenidos, especialmente los derivados siguiendo la metodología descrita en el Real Decreto

9/2005 ($VR=x+2s$) aportan la información necesaria que establece el RD para poder fijar los criterios a partir de los que se puede declarar un suelo como contaminado, cuando no es posible la determinación de umbrales toxicológicos. Es decir, a partir de los resultados obtenidos en este trabajo se dispone de valores para, en el marco del RD 9/2005, poder caracterizar en la provincia de Castellón un suelo hortícola como contaminado siguiendo los criterios establecidos en este RD. Así, en concreto, según tales criterios un suelo está contaminado cuando se superan 100 veces los valores de referencia propuestos. En este sentido, la propuesta de valores de referencia desarrollada en este trabajo puede resultar una herramienta muy útil, especialmente en las áreas litorales donde, como ya se ha comentado, existen numerosos conflictos de uso, ya que se está incrementando la actividad industrial y el desarrollo urbanístico. Por lo tanto, es muy importante poder detectar aquellas parcelas agrícolas que hayan sufrido algún proceso de contaminación local como consecuencia de la actividad industrial o de la expansión urbana, para en su caso, proceder a controlar los focos de contaminación y a aplicar cuando procedan técnicas de descontaminación que traten de recuperar la calidad del suelo, garantizando a su vez la no afectación de la salud ambiental.

Finalmente, hay que destacar que en ninguna parcela las concentraciones de los metales analizados presentan valores superiores a 100 veces el VR. Por lo tanto, los suelos de las mismas no se considerarían como contaminados siguiendo los criterios del RD.

6. CONCLUSIONES

Los suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Castellón se han estudiado a partir de la toma de 77 muestras en parcelas seleccionadas aleatoriamente. Las parcelas se caracterizaron mediante el análisis de las características y propiedades edáficas y de los contenidos totales y extraíbles de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en los suelos. Además, se analizaron los contenidos de metales en tres cultivos característicos de la zona de estudio, como son las acelgas, lechugas y alcachofas, en 30 parcelas.

6. 1. Conclusiones respecto a las características y propiedades edáficas de los suelos agrícolas

1. Los suelos hortícolas de la provincia de Castellón son generalmente básicos (pH=8,1 de valor medio; con un rango de variación de 7,5 a 8,5) y carbonatados (32,8% de valor medio; con un rango de variación de 8,8 a 65,7%). En el 66% de las parcelas la conductividad eléctrica, en el extracto de pasta saturada, indica que son suelos sin problemas de salinidad (<2 dS/m), en el 31% de las parcelas pueden existir problemas de salinidad, ya que los suelos son ligeramente (2-4 dS/m) o moderadamente salinos (4-8 dS/m), y en el 3% de las parcelas los suelos son fuertemente salinos (>8 dS/m). El contenido de materia orgánica es elevado e, incluso, muy elevado en algunas parcelas (4,2% de valor medio; con un rango de variación de 1,8 a 10,2%). La capacidad de intercambio catiónico de los suelos es desde muy baja a elevada (18,3 cmol_c(+)/kg de valor medio; con un rango de variación de 3,4 a 39,6 cmol_c(+)/kg) y la textura es mayoritariamente Franca, Franco-Arcillosa o Franco-Limosa.

6. 2. Conclusiones respecto a la concentración de metales "pseudo-totales" en los suelos agrícolas

2. Las concentraciones medias de metales "pseudo-totales" (mg/kg) en el área de estudio son: 0,328 para el Cd, 7,7 para el Co, 33,3 para el Cr, 36,6 para el Cu, 16.915 para el Fe, 385 para el Mn,

19,3 para el Ni, 55,8 para el Pb y 78,5 para el Zn. Estos resultados reflejan, mayoritariamente, niveles normales para suelos agrícolas en base a la comparación realizada con otros estudios descritos en la bibliografía. Por lo tanto, generalmente, las prácticas agrícolas realizadas en la zona no parece que aporten un nivel excesivo de metales.

3. Un análisis individualizado de las parcelas refleja la existencia de niveles elevados de Cr, Cu, Pb y Zn en algunas parcelas. Estos valores elevados son consecuencia de algún proceso puntual de contaminación. Concretamente:

3.1. La parcela MPC-68, situada al sur de la Plana de Castellón, es la única que presenta un elevado contenido de Cr "pseudo-total" (204,4 mg/kg). El origen del Cr en esta parcela probablemente es debido a antiguos residuos de industrias de calzado en la zona, ya que este tipo de actividad suele utilizar compuestos con este elemento.

3.2. Las parcelas con elevadas concentraciones de Cu, mayoritariamente, se concentran en la Plana de Castellò y la Plana de Vinaròs-Benicarló. Estas son áreas donde el uso agrícola es intensivo y, por tanto, los elevados contenidos analizados parecen consecuencia de la realización de prácticas agrícolas intensivas, con gran aplicación de fertilizantes y plaguicidas conteniendo Cu.

3.3. Las parcelas con elevados contenidos de Pb (MPC-09, MPC-10, MPC-47, MPC-62 y MPC-63) y de Zn (MPC-63) se localizan en el municipio de L'Alcora. Estos valores están asociados a la presencia de industrias cercanas, concretamente azulejeras, ya que el Pb se utilizaba habitualmente en las pinturas en el proceso de fabricación de los azulejos y el Zn en los esmaltes. Tanto el Pb como el Zn se incorporan al suelo a través de residuos vertidos de manera indiscriminada al territorio.

4. Los resultados de los análisis multivariantes realizados, muestran la existencia de dos grupos de metales pesados que se diferencian en cuanto a su origen. Así, el primer grupo está formado por Fe, Ni, Co y Mn, que en las parcelas analizadas su origen es mayoritariamente por la alteración del material originario. Por tanto, a este grupo se le ha denominado factor litogénico. El segundo grupo está conformado por el Cd, Pb, Cu, Cr y Zn, que se agrupan por tener generalmente un origen antrópico en las parcelas, denominándose factor antropogénico.

5. Las concentraciones de los metales "pseudo-totales" se relacionan con las características y propiedades del suelo, pudiéndose separar los metales en dos grupos en función de las relaciones que se han establecido. Por un lado, las propiedades que más influyen, negativamente, en el contenido de Co, Cr, Mn, Fe y Ni son el pH_{KCl} y el porcentaje de carbonatos y de arena, mientras influyen, positivamente, la CIC y el porcentaje de arcilla. Estas relaciones son consecuencia del origen litogénico de estos metales en las parcelas (excepto el Cr en la parcela MPC-68). Por otro lado, el contenido de Cu y Pb están condicionados, positivamente, por la conductividad eléctrica, la materia orgánica y la CIC, y, negativamente, por el pH_{agua} . Estas relaciones son debidas a la influencia de todas estas características y propiedades en la dinámica del Pb y Cu.

6. 3. Conclusiones respecto a la concentración de metales extraíbles con EDTA 0,05M a $\text{pH}=7,0$ en los suelos agrícolas

6. Los valores medios de metales extraíbles con EDTA 0,05M a $\text{pH}=7,0$ (mg/kg) son 0,110 para el Cd, 0,235 para el Co, 0,082 para el Cr, 5,9 para el Cu, 30,6 para el Fe, 38,6 para el Mn, 0,501 para el Ni, 12,6 para el Pb y 13,2 para el Zn. El elemento mayoritario extraído con EDTA, en gran parte de las parcelas, es el Mn. En el

25% de las parcelas es el Fe, mientras en 4 parcelas es el Pb y en una parcela el Zn.

7. El contenido de las fracciones extraíbles con EDTA respecto a su contenido "pseudo-total" es inferior al 10% para el Co, Cr, Fe y Ni, del 10% para el Mn y superior al 10% para el Cd (38%), Pb (19%), Zn (17%) y Cu (15%). Estos resultados indican que los metales con mayor potencialidad de transferencia (movilidad) en los suelos estudiados son el Cd, Cu, Pb y Zn, probablemente, debido a su origen antrópico en el área de estudio.

8. Los cultivos no deben presentar problemas por deficiencia de micronutrientes, ya que las concentraciones de éstos (Cu, Mn y Zn) extraídas con EDTA superan, salvo en una parcela para el Cu, los niveles críticos que definen estados de carencia, establecidos por diversos autores.

9. En las parcelas analizadas, como muestran las correlaciones y regresiones obtenidas, la concentración de los metales extraíbles con EDTA está relacionada en gran medida con su contenido "pseudo-total", excepto para el Cr y Fe. El escaso porcentaje de Fe extraíble respecto al Fe "pseudo-total" puede ser la causa de que no se establezcan relaciones entre el Fe "pseudo-total" y el extraíble. Respecto al Cr, la escasa relación de este elemento con su contenido "pseudo-total" puede ser debida a que el método de extracción utilizado no es el más adecuado, como se comprobó mediante la validación del método.

10. En la concentración de la fracción extraíble, además del contenido "pseudo-total" también influyen las características y propiedades del suelo. Así, las correlaciones y/o rectas de regresión indican que la fracción extraíble con EDTA del Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni y Pb se relaciona positivamente con la CIC y/o negativamente con los carbonatos. Sin embargo, la característica edáfica que más influye en el Zn extraíble es la arcilla. Además, para algunos metales son importantes las relaciones que se establecen entre la fracción

extraíble con EDTA y el contenido "pseudo-total" de otros metales. Generalmente, las fracciones extraíbles se relacionan con los contenidos "pseudo-totales" de metales que presentan un origen similar. Así, las fracciones extraíbles de metales que tienen un origen litogénico se relacionan con metales "pseudo-totales" de origen litogénico, mientras se relacionan entre sí los metales de origen antrópico.

6. 4. Conclusiones respecto a la concentración de metales en cultivos

11. En las parcelas que presentaban lechugas, acelgas o alcachofas, en el momento del muestreo, se tomaron muestras de cultivos. Las concentraciones de metales en los cultivos se presentan agrupados en cultivos de hoja (lechugas y acelgas) y cultivos de inflorescencia (alcachofas). Así, los contenidos medios de metales, expresados en mg/kg de peso seco, en los cultivos de hoja son 1,47 para el Cd, 0,57 para el Co, 3,35 para el Cr, 13,2 para el Cu, 431 para el Fe, 63 para el Mn, 3,84 para el Ni, 1,99 para el Pb y 41,7 para el Zn, mientras en los cultivos de inflorescencia son 0,24 para el Cd, no se puede cuantificar para el Co, 0,68 para el Cr, 8,7 para el Cu, 65 para el Fe, 21 para el Mn, 1,32 para el Ni, 0,28 para el Pb y 44,3 para el Zn. Por lo tanto, los elementos que presentan una mayor concentración son los micronutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn).

Los resultados obtenidos de las concentraciones de metales en los cultivos muestreados parecen indicar que, en general, estos no deben tener problemas para desarrollarse adecuadamente. No obstante, algunos cultivos presentan valores demasiado elevados de algún metal, concretamente, una muestra para el Cd, otra para el Pb, y 3 para el Ni y otras presentan valores deficientes de Mn o Zn. Además, en las parcelas que no se pudieron analizar cultivos, los valores de las fracciones extraíbles de micronutrientes (Cu, Mn y Zn) reflejan que los posibles cultivos que se desarrollen en los mismos no

deberían tener carencia de estos elementos, como se indicó anteriormente.

12. Las posibles diferencias entre especies en la absorción y/o acumulación de metales en los cultivos se analizó comparando los contenidos de metales entre los dos tipos de cultivos analizados. Los resultados muestran que los contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Pb son mayores en los cultivos de hoja. Las distintas concentraciones observadas entre los dos tipos de cultivos deben ser consecuencia mayoritariamente de diferencias fisiológicas, que fundamentalmente producen que los cultivos de hoja sean acumuladores de metales, ya que no existen diferencias significativas en los contenidos de metales en los suelos de ambos tipos de cultivos, o cuando las hay se encuentran mayores concentraciones en los cultivos de suelos con menor concentración. Además, para metales como el Cd y Pb, puede entrar una mayor cantidad por deposición atmosférica a través de las hojas.

Por otro lado, el valor medio de Zn es ligeramente mayor en los cultivos de inflorescencia que en los cultivos de hoja, aunque la diferencia no es estadísticamente significativa, a pesar de tener concentraciones mucho mayores en los suelos con cultivos de inflorescencia. Esto refleja las diferencias fisiológicas entre los dos tipos de cultivos, siendo los cultivos de hoja acumuladores.

13. Según la legislación aplicable (CE nº 466/2001) en tres muestras de alcachofas y tres muestras de cultivos de hoja se superan, respectivamente, los límites de Cd para las hortalizas y las hortalizas de hoja. Los límites de Pb para las hortalizas de hoja son superados por cuatro muestras, mientras ningún cultivo de inflorescencia supera el límite fijado para las hortalizas. Estos resultados, aconsejan la ampliación del muestreo para detectar si esos valores son puntuales o no. Además, si se confirmara la ocurrencia de estos niveles en otros puntos del área de estudio podría ser necesario realizar un análisis de riesgos y, por supuesto,

recomendaciones agronómicas para evitar que se produzcan esas concentraciones en los cultivos.

14. La influencia de las características y propiedades edáficas en la concentración de metales en los cultivos dependen tanto del metal como del tipo de cultivo, como demuestran las correlaciones y rectas de regresión obtenidas. Por ejemplo, el porcentaje de arcilla se relaciona negativamente con el contenido de Zn de todos los cultivos y positivamente con el Cr de las alcachofas; la conductividad eléctrica se relaciona positivamente con la concentración de Cu, en el conjunto de los cultivos, pero no para los demás metales.

15. Las relaciones establecidas entre el contenido "pseudo-total" de los metales pesados en el suelo y en los cultivos son negativas en el conjunto de los cultivos para el Cd y Ni, en los cultivos de hoja para el Cd, Co y Mn, y en las alcachofas para el Cd. Estas relaciones negativas parecen reflejar la mayor importancia en la entrada de metales, como el Cd, a los cultivos por deposición atmosférica frente a la transferencia desde el suelo. Por otro lado, la no existencia de relaciones entre la fracción extraíble de los metales y el contenido de los cultivos quizás esta indicando que el método de extracción con EDTA no es el más adecuada para valorar la biodisponibilidad de los metales en estos suelos para estos cultivos.

16. Entre los diferentes elementos se observan correlaciones, positivas o negativas, que están indicando que la absorción de un metal por la planta se incrementa o reduce en presencia de otros metales en el suelo. Por ejemplo, en el conjunto de cultivos, el contenido de Cd es menor cuanto mayor es la concentración de Zn en los suelos. Por lo tanto, para estudiar la posible acumulación de elementos tóxicos en los cultivos, tan importante como conocer la concentración de metales, en el suelo y en el cultivo, es conocer las interacciones que se pueden estar produciendo entre los elementos.

6. 5. Conclusiones respecto a la propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas

17. El establecimiento de niveles de fondo para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón, se ha realizado mediante la aplicación de diversas metodologías. Los resultados obtenidos, independientemente de la metodología utilizada, son similares. Los niveles de fondo propuestos son los correspondientes a la metodología de las gráficas probabilísticas, en los metales que se ha podido aplicar, y el Ni y Zn se aplicó el procedimiento en el que el estadístico empleado varía en función de la distribución de la población. Por lo tanto, los niveles de fondo (en mg/kg) propuestos son 0,3 para el Cd, 7,3 para el Co, 29,7 para el Cr, 31,3 para el Cu, 16.491 para el Fe, 363 para el Mn, 19,4 para el Ni, 23,4 para el Pb y 74,0 para el Zn.

18. La derivación de valores de referencia se ha realizado mediante métodos estadísticos sencillos y rectas de regresión. No se han obtenido rectas de regresión válidas para el Cd, Pb y Zn y por lo tanto se ha escogido un método de los denominados de estadística descriptiva. Concretamente, se aplicó la metodología descrita en el Real Decreto 9/2005 ($VR=x+2s$) para derivar los valores de referencia genéricos. Así, la propuesta de valores de referencia genéricos (en mg/kg) es 0,55 para el Cd, 11,4 para el Co, 46,1 para el Cr, 56,6 para el Cu, 26.584 para el Fe, 557 para el Mn, 28,2 para el Ni, 54,0 para el Pb y 119,2 para el Zn. Estos valores de referencia obtenidos pueden resultar de gran utilidad para poder caracterizar en la provincia de Castellón un suelo hortícola como contaminado, siguiendo los criterios establecidos en este RD.

19. La comparación de las concentraciones de las parcelas con los valores de referencia, muestra que algunas presentan contenidos mayores a los establecidos como valores de referencia. Estos resultados parecen indicar la necesidad de realizar más

investigaciones para corroborar, en su caso, la existencia de procesos de contaminación, especialmente en las parcelas que se superan los valores de referencia del Cd, Cr, Cu, Pb y Zn. Una vez se hubiese comprobado los procesos de contaminación antrópica sería conveniente realizar un análisis de riesgos. Los resultados del análisis de riesgos permitirían establecer prioridades en cuanto a las actuaciones necesarias para recuperar o descontaminar los suelos contaminados o, en su caso, simplemente realizar un seguimiento y vigilancia de las parcelas.

7. REFERENCIAS

- Abollino, O.; Aceto, M.; Malandrino, M.; Mentasti, E.; Sarzanini, C.; Petrella, F. 2002. Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. *Chemosphere*, **49**, 545-557.
- Abul-Kashem, M.D.; Ram Singh, B. 1999. Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh. *Water, Air and Soil Pollution*, **115**, 347-361.
- Adams, M.L.; Zhao, F.J.; McGrath, S.P.; Nicholson, F.A.; Chambers, B.J. 2004. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties. *Journal Environmental Quality*, **33**, 532-541.
- Adriano, D.C. 2001. *Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals*. Springer-Verlag, Nueva York.
- Agazzi, A.; Pirola, C. 2000. Fundamentals, methods and future trends of environmental microwave sample preparation. *Microchemical Journal*, **67**, 337-341.
- Agència del Medi Ambient. 1989. Mapa Geocientífic de la Província de Castellón. Escala 1:200.000. Memoria. Agència del Medi Ambient, Conselleria de Medi Ambient, Valencia.
- Alam, M.G.M.; Snow, E.T.; Tanaka, A. 2003. Arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Samta village, Bangladesh. *The Science of the Total Environment*, **308**, 83-96.
- Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F.; Ingelmo, F. 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, **76**, 125-129.
- Alegría, A.; Barberá, R.; Boluda, R.; Errecalde, F.; Farré, R.; Lagarda, M.J. 1991. Environmental cadmium, lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. *Fresenius J.Anal.Chem.*, **339**, 654-657.
- Alonso, E.; Callejón, M.; Jiménez, J.C.; Ternero, M. 2002. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere*, **47**, 765-775.
- Aller, A.J.; Deban, L. 1989. Total and extractable contents of trace metals in agricultural soils of the Valderas area, Spain. *The Science of the Total Environment*, **79**, 253-270.

- Alloway, B.J.; Ayres, D.C. 1993. Inorganic pollutants. In: Chemical principles of environment pollution pp. 109-195. Blackie Academic & Professional.
- Alloway, B.J.; Jackson, A.P. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *The Science of the Total Environment*, **100**, 151-176.
- Andersen, M.K.; Raulund-Rasmussen, K.; Hansen, H.C.B.; Strobel, B.W. 2002. Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. *European Journal of Soil Science*, **53**, 491-502.
- Anderson, C.; Deram, A.; Petit, D.; Brooks, R.; Stewart, R.; Simcock, R. 2001. *Induced hyperaccumulation: Metal movement and problems*. En: Trace elements in soil bioavailability, flux, and transfer (eds I.K. Iskandar & M.B. Kirkham), pp. 63-76. Lewis publishers.
- Andrades, M.; Carral, P.; Martínez Villar, E.; Álvarez, A.; Alonso-Martirena, J.I. 2000. Contenido en metales pesados y calidad de suelos en cultivos frutales de La Rioja (España). *Edafología*, **7**, 313-318.
- Andreu, V. 1991. *Contenido y evolución de Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn en suelos de las Comarcas de l'Horta y la Ribera Baixa (Valencia)*. Facultat de Farmàcia, Universitat de Valencia.
- Andreu, V.; Gimeno, E. 1996. Total content and extractable fraction of cadmium, cobalt, copper, nickel, lead, and zinc in calcareous orchard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **27**, 2633-2648.
- Andreu, V.; Gimeno, E. 1999. Evolution of heavy metals in marsh areas under rice farming. *Environmental Pollution*, **104**, 271-282.
- Angelova, V.; Ivanova, R.; Delibaltova, V.; Ivanov, K. 2004. Bioaccumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, **19**, 197-205.
- Archer, F.C.; Hodgson, I.H. 1987. Total and extractable trace element contents of soils in England and Wales. *Journal of Soil Science*, **38**, 421-432.
- Arshad, M.A.; Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **88**, 153-160.

- Assadian, N.W.; Esparza, L.C.; Fenn, L.B.; Ali, A.S.; Miyamoto, S.; Figueroa, U.V.; Warrick, A.W. 1998. Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande river basin. *Agricultural Water Management*, **36**, 141-156.
- Aucejo, A.; Ferrer, J.; Gabaldón, C.; Marzal, P.; Seco, A. 1997. Diagnosis of boron, fluorine, lead, nickel and zinc toxicity in citrus plantations in Villarreal, Spain. *Water, Air and Soil Pollution*, **94**, 349-360.
- Bäckström, M.; Karlsson, S.; Bäckman, L.; Folkesson, L.; Lind, B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, **38**, 720-732.
- Baize, D.; Sterckeman, T. 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of the Total Environment*, **264**, 127-139.
- Bak, J.; Jensen, J.; Larsen, M.M.; Pritzl, G.; Scott-Fordsmand, J. 1997. A heavy metal monitoring-programme in Denmark. *The Science of the Total Environment*, **207**, 179-186.
- Barahona, E.; Iriarte, A. 2001. An overview of the present state of standardization of soil sampling in Spain. *The Science of the Total Environment*, **264**, 169-174.
- Barceló, J.; Poschenrieder, Ch. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, **2**, 345-361.
- Basta, N.T.; Tabatabai, M.A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Science*, **153**, 195-204.
- Basta, N.T.; Pantone, D.J.; Tabatabai, M.A. 1993. Path analysis of heavy metal adsorption by soil. *Agronomy Journal*, **85**, 1054-1057.
- Beckett, P.H.T. 1989. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. *Advances in soil science*, **9**, 143-176.
- Benítez, E.; Romero, E.; Gallardo-Lara, F.; Nogales, R. 2000. Asimilabilidad de metales pesados en un suelo enmendado con diferentes biosólidos residuales urbanos. *Edafología*, **7**, 157-164.
- Berg, T.; Licht, D. 2002. International legislation on trace elements as contaminants in food: a review. *Food Additives and Contaminants*, **19**, 916-927.

Bettinelli, M.; Beone, G.M.; Spezia, S.; Baffi, C. 2000. Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis. *Analytica Chimica Acta*, **424**, 289-296.

BOE. 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE nº 262 de 1 de noviembre de 1990, Madrid.

BOE. 1998. Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos. BOE nº 96 de 22 de abril de 1998, Madrid.

BOE. 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado BOE nº 15 de 18 de enero de 2005, Madrid.

Boekhold, A.E.; Van der Zee, S.E.A.T.M. 1992. Significance of soil chemical heterogeneity for spatial behavior of cadmium in field soils. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **56**, 747-754.

Boluda, R. 1988. Relaciones estadísticas de los valores de metales pesados (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) con el pH, contenido en materia orgánica, carbonatos totales y arcilla de los suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Análes de Edafología y Agrobiología*, **47**, 1503-1524.

Boluda, R.; Andreu, V.; Pons, V.; Sánchez, J. 1988. Contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anales de Edafología y Agrobiología*, **47**, 1485-1502.

Boluda, R.; Errecalde, F.; Farré, R.; Lagarda, M. J. 1993. Determination of total content and extractable fraction of Cadmium, Zinc, Cobalt, Copper, Nickel and Lead in soils by atomic absorption spectrometry. Study of a method. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo., 179-185. Salamanca.

Bosque, M.A.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L.; Llobet, J.M. 1990. Concentrations of lead and cadmium in edible vegetables from Tarragona province, Spain. *The Science of the Total Environment*, **95**, 61-67.

Bourg, A.C.M. 1995. Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. En: Heavy metals problems and solutions (eds W. Salomons *et al.*), pp. 19-31. Springer-Verlag, Berlin.

Brown, S.L.; Chaney, R.L.; Angle, J.S.; Ryan, J.A. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. *Journal Environmental Quality*, **27**, 1071-1078.

Burt, R.; Wilson, M.A.; Mays, M.D.; Lee, C.W. 2003. Major and trace elements of selected pedons in the USA. *Journal Environmental Quality*, **32**, 2109-2121.

Caja de Ahorros y Monte de Piedad de Castellón. 1982. Atlas de la provincia de Castellón de la Plana. Editorial Confederación española de Cajas de Ahorro, Madrid.

Cala Rivero, V. 1998. Comportamiento de metales pesados en suelos. Ministerio de Medio Ambiente. Terceras Jornadas sobre suelos Contaminados. 57-77. Madrid. Monografías. Ministerio de Medio ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.

Cala Rivero, V.; De la Flor, M.; de la Mencía, R.V. 1997. Influencia de las características físico-químicas y mineralógicas en la distribución de metales pesados en suelos de cultivo. *Edafología*, **2**, 205-213.

Campos, E. 1997. *Estudio de la contaminación y fraccionamiento químico de metales pesados en suelos de la vega de Granada*. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada.

Canet, R.; Pomares, F.; Albiach, R.; Tarazona, F.; Ibañez, M.A.; Ingelmo, F. 2000. Analyzing chemical properties of MSW composts. *Biocycle. Journal of composting & organics recycling*, **December**, 72-76.

Canet, R.; Pomares, F.; Tarazona, F. 1997. Chemical extractability and availability of heavy metals after seven years application of organic wastes to a citrus soil. *Soil Use and Management*, **13**, 117-121.

Canet, R.; Pomares, F.; Tarazona, F.; Estela, M. 1998. Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **29**, 697-716.

CAPA. 2003. Dades bàsiques del sector agrari Valencià. Octubre 2003. 37 pp.

(URL:

http://www.capa.gva.es/espa/publicaciones/datos_basicos/dades2003.pdf)

Cavanilles, A.J. 1795. Observaciones sobre la historia natural, geografía, agricultura, población y frutos del Reyno de Valencia.

CCE. 1991. Directiva 91/156/CEE, del Consejo de 18 de marzo de 1991, por el que se modifica la Directiva 75/442/CEE Relativa a los Residuos. Diario Oficial de las Comunidades Europeas N° L078 del 26 de marzo de 1991. Consejo de las Comunidades Europeas (CCE), Bruselas.

CCE. 2002. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones: Hacia una Estrategia Temática para la Protección del Suelo. Comisión de las Comunidades Europeas (CCE), Bruselas.

Chang, A.C.; Granato, T.C.; Page, A.L. 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. *Journal Environmental Quality*, **21**, 521-536.

Chen, M.; Ma, L.Q. 1998. Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida soils. *Journal Environmental Quality*, **27**, 1294-1300.

Chen, M.; Ma, L.Q.; Harris, W.G. 1999. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *Journal Environmental Quality*, **28**, 1173-1181.

Chojnacka, K.; Chojnacki, A.; Górecka, H.; Górecki, H. 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *The Science of the Total Environment*, **337**, 175-182.

Christie, S.; Teeuw, R.M. 1998. Varied policy of European Union states on contaminated land. *Environmental Impact Assessment Review*, **18**, 176-197.

Collins, J.C. 1981. Zinc. En: Effect of heavy pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function (ed N.W. Lepp), pp. 145-169. Applied science publishers LTD, Englewood, New Jersey.

Condrón, L.M.; Cameron, K.C.; Di, H.J.; Clough, T.J.; Forbes, E.A.; McLaren, R.G.; Silva, R.G. 2000. A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand. *New Zealand of Agricultural Research*, **43**, 443-466.

COPUT. 1984. El medio físico en la provincia de Castellón. Monografies 3. Conselleria d'Obras Públiques, Urbanismo i Transports, Generalitat Valenciana.

COPUT. 1990-91. Usos del suelo. No publicado. Cedido por COPUT.

COPUT. 1998. El suelo como recurso natural en la Comunidad Valenciana. Colección "Territori". Número 8. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Generalitat Valenciana.

Costa, M. 1999. *La vegetación y el paisaje en las tierras valencianas*. Editorial Rueda, Madrid.

Costa, M.; Stübing, G.; Peris, J.B. 1989. Vegetación litoral y continental. En: Guía de la naturaleza de la Comunidad Valenciana (ed Levante), pp. 303-372. Graficuatre, S.L., Alzira.

Crépin, J.; Johnson, R.L. 1993. Soil sampling for environmental assessment. En: Soil sampling and methods of analysis (ed M.R. Carter), pp. 5-18. Lewis publishers, Boca Raton, Florida.

Cruz Cañadas, R.; Rodríguez Sanchidrian, J.; Cala Rivero, V. 1986. Distribución de Pb, Cd, Cu y Cr entre distintas fases sólidas en algunos tipos de suelos. *Anales de Edafología y Agrobiología*, **45**, 613-630.

Cuadrado, C.; Kumpulainen, J.; Moreiras, O. 1995. Contaminants and nutrients in total diets in Spain. *European Journal of Clinical Nutrition*, **49**, 767-778.

Das, P.; Samantaray, S.; Rout, G.R. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental Pollution*, **98**, 29-36.

Davies, B.E.; Wixson, B.G. 1985. Trace elements in surface soils from the mineralized area of Madison County, Missouri, U.S.A. *Journal of Soil Science*, **36**, 551-570.

De Miguel, E.; Callaba, A.; Arranz, J.C.; Cala, V.; Chacón, E.; Gallego, E.; Alberruche, E.; Alonso, C.; Fdez-Canteli, P.; Iribarren, I.; Palacios, H. 2002. *Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid*. Serie Medio Ambiente. Terrenos contaminados nº 2. Instituto Geológico y Minero de España.

De Temmerman, L.; Vanongeval, L.; Boon, W.; Hoenig, M.; Geypens, M. 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air and Soil Pollution*, **148**, 61-76.

Dick, R.P.; Thomas, D.R.; Halvorson, J.J. 1996. Standardized methods, sampling, and sample pretreatment. En: Methods for assessing soil quality, pp. 107-121. Soil Science Society of America.

DOCE. 2001. Reglamento (CE) Nº 466/2001 de la Comisión de 8 de marzo de 2001 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios.

DOGV. 2000. Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana DOGV nº 3898 de 15 de diciembre de 2000, Valencia.

Dudka, S. 1992. Factor analysis of total element concentrations in surface soils of Poland. *The Science of the Total Environment*, **121**, 39-52.

Duffus, J.H. 2002. "Heavy metals"- a meaningless term? *Pure Appl.Chem.*, **74**, 793-807.

Edwards, J.H.; Wood, C.W.; Thurlow, D.L.; Ruf, M.E. 1992. Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludult soil. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **56**, 1577-1582.

Erenoglu, B.; Cakmak, I.; Römheld, V.; Derici, R.; Rengel, Z. 1999. Uptake of zinc by rye, bread wheat and durum wheat cultivars differing in zinc efficiency. *Plant and Soil*, **209**, 245-252.

Eriksson, J.E. 1988. The effects of clay, organic matter and time on adsorption and plant uptake of cadmium added to the soil. *Water, Air and Soil Pollution*, **40**, 359-373.

Ernst, W.H.O. 1995. Sampling of plant material for chemical analysis. *The Science of the Total Environment*, **176**, 15-24.

Escrig, I.; Morell, I. 1996. Origen y comportamiento de Cd, Cr, Cu, Pb y Zn en el subsistema acuífero de la Plana de Castellón. *Estudios Geol.*, **52**, 259-268.

Esser, K. B. 1996. Reference concentrations for heavy metals in mineral soils, oat and orchard grass (*Dactylis glomerata*) from three agricultural regions of Norway. *Water, Air and Soil Pollution*, **89**, 375-397.

FAO-UNESCO. 1974. Soil Map of the World. Revised Legend. FAO. Roma.

Fleischhauer, H.L.; Korte, N. 1990. Formulation of cleanup standards for trace elements with probability plots. *Environmental Management*, **14**, 95-105.

Fuentes, A.; Lloréns, M.; Sáez, J.; Soler, A.; Aguilar, M.I.; Ortuño, J.F.; Meseguer, V.F. 2004. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges. *Chemosphere*, **54**, 1039-1047.

Gallego, J.L.R.; Ordóñez, A.; Loredó, J. 2002. Investigation of trace element sources from an industrialized area (Avilés, northern Spain) using multivariate statistical methods. *Environment International*, **27**, 589-596.

- Garate, A.; Ramos, I.; Manzanares, M.; Lucena, J.J. 1993. Cadmium uptake and distribution in three cultivars of *Lactuca* sp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **50**, 709-716.
- García, I.; Dorronsoro, C. Contaminación por metales pesados. (URL: <http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema15/html>). 7-5-2001.
- Ge, Y.; Murray, P.; Hendershot, W.H. 2000. Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution*, **107**, 137-144.
- Gil, C.; Boluda, R.; Ramos, J. 2004. Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). *Chemosphere*, **55**, 1027-1034.
- Gimeno, E.; Andreu, V.; Boluda, R. 1995. Distribution of heavy metals in rice farming soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **29**, 476-483.
- Gimeno, E.; Andreu, V.; Boluda, R. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution*, **92**, 19-25.
- Gómez, A.I. 2001. *Comparación entre el cultivo ecológico y convencional con respecto al rendimiento, calidad de las cosechas y fertilidad del suelo en hortalizas*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia.
- Gómez, I.; Guerrero, C.; Mataix Solera, J.; Moral, R.; Mataix Beneyto, J. 1998. Incidencia del aporte de un compost de RSU a un suelo forestal quemado en los contenidos de Ca, Mg, K, Na, Fe, Cu, Mn y Zn en *Dorycnium pentaphyllum*. V Congreso Internacional de Química de la Anque, Tenerife.
- Graña, M.J.; Barral, M.T.; Guitián, F.E.; Guitián, F. 1991. Formas de Cobre, Níquel y Cinc en horizontes superficiales de suelos. *Suelo y Planta*, **1**, 467-482.
- Grattan, S.R.; Grieve, C. M. 1999. Salinity—mineral nutrient relations in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, **78**, 127-157.
- Gray, C.W.; McLaren, R.G.; Roberts, A.H.C.; Condrón, L.M. 1999. The effect of long-term phosphatic fertiliser applications on the amounts and forms of cadmium in soils under pasture in New Zealand. *Nutrient cycling in agroecosystems*, **54**, 267-277.
- Griepink, B.; Muntau, H. 1988. *The certification of the contents (mass fractions) of As, B, Cd, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se and Zn in rye grass*. CRM 281. Luxembourg.

Guerrero, C.; Gómez, I.; Mataix Solera, J.; Navarro Pedreño, J.; Mataix Beneyto, J. 1999. Aplicación de un compost de RSU a un suelo forestal quemado: incidencia sobre el contenido en metales de *Cistus albidus* y *Rosmarinus officinalis*. Primeras Jornadas de Fitorrestauración, Barcelona.

Gupta, U.C.; Gupta, S.C. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Commum. Soil Sci. Plant Anal.*, **29**, 1491-1522.

Gzyl, J. 1999. Soil protection in Central and Eastern Europe. *Journal of Geochemical Exploration*, **66**, 333-337.

Hamilton, E.I. 1995. State of the art of trace element determinations in plant matrices: determination of the chemical elements in plant matrices, an overview. *The Science of the Total Environment*, **176**, 3-14.

Haq, A.U.; Bates, T.E.; Soon, Y.K. 1980. Comparison of extractants for plant-available zinc, cadmium, nickel, and copper in contaminated soils. *Soil.Sci.Soc.Am.J.*, **44**, 772-777.

Haynes, R.J. 1997. Micronutrient status of a group of soils in Canterbury, New Zealand, as measured by extraction with EDTA, DTPA and HCl, and its relationship with plant response to applied Cu and Zn. *Journal of Agricultural Science*, **129**, 325-333.

He, P.P.; Lv, X.Z.; Wang, G.Y. 2004. Effects of Se and Zn supplementation on the antagonism against Pb and Cd in vegetables. *Environment International*, **30**, 167-172.

He, Q.B.; Singh, B.R. 1993. Effect of organic matter on the distribution, extractability and uptake of cadmium in soils. *Journal of Soil Science*, **44**, 641-650.

Helal, H.M.; Haque, S.A.; Ramadan, A.B.; Schnug, E. 1996. Salinity-heavy metal interactions as evaluated by soil extraction and plant analysis. *Commum.Soil Sci.Plant Anal.*, **27**, 1355-1361.

Hlavay, J.; Prohaska, T.; Weisz, M.; Wenzel, W.W.; Stingeder, G.J. 2004. Determination of trace elements bound to soils and sediment fractions. *Pure Appl. Chem.*, **76**, 415-442.

Hödrejärv, H.; Vaarmann, A. 1999. Pseudo-total analysis for metallic elements in siliceous soil by acid digestion and flame atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, **396**, 293-301.

Holmgren, G.G.S.; Meyer, M.W.; Chaney, R.L.; Daniels, R.B. 1993. Cadmium, Lead, Zinc, Copper, and Nickel in agricultural soils of the United States of America. *Journal Environmental Quality*, **22**, 335-348.

Hooda, P.S.; McNulty, D.; Alloway, B.J.; Aitken, M.N. 1997. Plant availability of heavy metals in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *J. Sci. Food Agric.*, **73**, 446-454.

Houba, V.J.G.; Lexmond, Th.M.; Novozamsky, I.; van der Lee, J.J. 1996. State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *The Science of the Total Environment*, **178**, 21-28.

Hutchinson, T.C. 1981. Nickel. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function (ed N.W. Lepp), pp. 171-211. Applied science publishers LTD, Englewood, New Jersey.

Ianni, C.; Ruggieri, N.; Rivaro, P.; Frache, R. 2001. Evaluation and comparison of two selective extraction procedures for heavy metal speciation in sediments. *Analytical sciences*, **17**, 1273-1278.

IGME. 1973. Mapa geológico de España. E 1:50.000. 571 Vinaroz. Mapa y Memoria. Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria.

IHOBE 1998. Valores indicativos de evaluación (VIE-A, VIE-B y VIE-C). En: Investigación de la Contaminación del Suelo (ed. IHOBE), pp. 5-45. Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco.

Instituto Cartográfico Valenciano. 2000. Cartografía oficial de la Comunidad Valenciana, CD-Rom 2. Visualizador de la provincia de Castellón. Generalitat Valenciana

ISO 11466. 1995. Soil quality—Extraction of trace elements soluble in *aqua regia*.

ISO/DIS 19258. 2004. Soil quality—Guidance on the determination of background values. (Documento de trabajo).

IVE. 2004. Datos básicos Comunidad Valenciana. Institut Valencià d'Estadística, Generalitat Valenciana.
(URL: <http://www.ive.es>)

Jarvis, S.C. 1981. Copper sorption by soils at low concentrations and relation to uptake by plants. *Journal of Soil Science*, **32**, 257-269.

- Jeng, A.S.; Singh, B.R. 1993. Partitioning and distribution of cadmium and zinc in selected cultivated soils in Norway. *Soil Science*, **156**, 240-250.
- Jiménez Ballesta, R. 1976. *Formaciones edáficas sobre materiales carbonatados en clima mediterráneo de la provincia de Castellón de la Plana*. Universidad Autónoma de Madrid
- Jinadasa, K.B.P.N.; Milham, P.J.; Hawkins, C.A.; Cornish, P.S.; Williams, P.A.; Kaldor, C.J.; Conroy, J.P. 1997. Survey of Cadmium levels in vegetables and soils of Greater Sydney, Australia. *Journal Environmental Quality*, **26**, 924-933.
- Junta de Andalucía. 1999. *Los criterios estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación*. Consejería de Medio Ambiente de Junta de Andalucía.
- Junta de Castilla y León. 1999. Estudio piloto para la determinación de los niveles de fondo y valores de referencia en los suelos de Valladolid. Junta de Castilla y León.
- Junta de Residus. 1998. *Estudi sobre els valors de fons dels sòls situats en l'àmbit industrial de Catalunya*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Kaasalainen, M.; Yli-Halla, M. 2003. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. *Environmental Pollution*, **126**, 225-233.
- Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. En: Heavy metals problems and solutions (eds W. Salomons *et al.*), pp. 3-18. Springer-Verlag, Berlin.
- Kabata-Pendias, A. 2004. Soil—plant transfer of trace elements-an environmental issue. *Geoderma*, **122**, 143-149.
- Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma*, **122**, 297-303.
- Kauffman, G.B. 1997. Victor Moritz Goldschmidt (1888-1947): a tribute to the founder of modern geochemistry on the fiftieth anniversary of his death. *The Chemical Educator*, **2**, 1-26.
- Kawashima, L.M.; Valente, L.M. 2003. Mineral profile of raw and cooked leafy vegetables consumed in Southern Brazil. *Journal of Food Composition and Analysis*, **16**, 605-611.
- Khan, H.R.; McDonald, G.K.; Rengel, Z. 1998. Assessment of the Zn status of chickpea by plant analysis. *Plant and Soil*, **198**, 1-9.

Khattak, R.A.; Jarrell, W.M. 1988. Salt-induced manganese solubilization in California soils. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **52**, 1606-1611.

Khoshgoftar, A.H.; Shariatmadari, H.; Karimian, N.; Kalbasi, M.; Van der Zee, S.E.A.T.M.; Parker, D.R. 2004. Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Sci. Soc. Am .J.*, **68**, 1885-1889.

Kuo, S.; Huang, B.; Bembenek, R. 2004. The availability to lettuce of zinc and cadmium in a zinc fertilizer. *Soil Science*, **169**, 363-373.

Lacalle, B.; Fernández del Pino, P.; González García, P.; Romero Limón, A. 2000. Diferencias en la biodisponibilidad de metales pesados entre suelos naturales y suelos contaminados. *Edafología*, **7**, 251-265.

Lavado, R.S.; Porcelli, C.A.; Alvarez, R. 1999. Concentration and distribution of extractable elements in a soil as affected by tillage systems and fertilization. *The Science of the Total Environment*, **232**, 185-191.

Lee, B.D.; Carter, B.J.; Basta, N.T.; Weaver, B. 1997. Factors influencing heavy metal distribution in six Oklahoma Benchmark soils. *Soil.Sci.Soc.Am.J.*, **61**, 218-223.

Lepp, N.W. 1981. Copper. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function (ed N.W. Lepp), pp. 111-143. Applied science publishers LTD, Englewood, New Jersey.

Link, D.D.; Walter, P.J.; Kingston, H.M. 1998. Development and validation of the New EPA Microwave-Assisted leach Method 3051 A. *Environ. Sci. Technol.*, **32**, 3628-3632.

López Arias, M.; Grau Corbí, J.M. 2004. *Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España peninsular. II*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia.

Lucho-Constantino, C.A.; Álvarez-Suárez, M.; Beltrán-Hernández, R.I.; Prieto-García, F.; Poggi-Varaldo, H.M. 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International*, **31**, 313-323.

Ma, L.Q.; Tan, F.; Harris, W.G. 1997. Concentrations and distributions of eleven metals in Florida soils. *Journal Environmental Quality*, **26**, 769-775.

Macnicol, R.D.; Beckett, P.H.T. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil*, **85**, 107-129.

Madrid, L.; Diaz-Barrientos, E. 1992. Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. *Journal of Soil Science*, **43**, 709-721.

Madrid, L.; Diaz-Barrientos, E.; Reinoso, R.; Madrid, F. 2004. Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, **55**, 209-217.

Mandal, B.; Hazra, G.C. 1997. Zinc adsorption in soils as influenced by different soil management practices. *Soil Science*, **162**, 713-721.

MAPA. 1986. Mapa de cultivos y aprovechamientos de la provincia de Castellón. E 1:200.000. Memoria.

MAPA. 1994. *Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riegos*. En: Métodos oficiales de análisis. Tomo III, pp. 205-324. Secretaria General Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Marañés, A.; Sánchez, J. A.; de Haro, S.; Sánchez, S.T.; Lozano, F. J. 1994. *Análisis de suelos. Metodología e interpretación*. Departamento de Edafología y química agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería.

Marín, A.; Alonso-Martirena, J.I.; Andrades, M.; Pizarro, C. 2000. Contenido de metales pesados en suelos de viñedo de la D.O.Ca Rioja. *Edafología*, **7**, 351-357.

Maroto, J. V. 2002. *La horticultura en la Comunidad Valenciana: evolución, análisis técnico y de futuro*. Jornada Autonómica de la Comunidad Valenciana, 31. Valencia. Libro blanco de la agricultura y el desarrollo rural.

Martínez, C.E.; Motto, H.L. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*, **107**, 153-158.

Mateu, J.F. 1982. *El norte del País Valenciano. Geomorfología litoral y prelitoral*. Universidad de Valencia.

McBride, M.B. 1980. Chemisorption of Cd²⁺ on calcite surfaces. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **44**, 26-28.

McBride, M.B. 2002. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH. *Soil Science*, **167**, 62-67.

- McBride, M.B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*, **8**, 5-19.
- McGrath, D. 1996. Application of single and sequential extraction procedures to polluted and unpolluted soils. *The Science of the Total Environment*, **178**, 37-44.
- McKeague, J.A.; Wolynetz, M.S. 1980. Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma*, **24**, 299-307.
- McKenna, I.M.; Chaney, R.L.; Williams, F.M. 1993. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental Pollution*, **79**, 113-120.
- McLaughlin, M.J.; Maier, N.A.; Rayment, G.E.; Sparrow, L.A.; Berg, G.; McKay, A.; Milham, P.; Merry, R.H.; Smart, M.K. 1997. Cadmium in Australian potato tubers and soils. *Journal Environmental Quality*, **26**, 1644-1649.
- McLaughlin, M.J.; Maier, N.A.; Correl, R.L.; Smart, M.K.; Sparrow, L.A.; McKay, A. 1999a. Prediction of cadmium concentrations in potato tubers (*Solanum tuberosum* L.) by pre-plant soil and irrigation water analyses. *Australian Journal of Soil Research*, **37**, 191-207.
- McLaughlin, M.J.; Parker, D.R.; Clarke, J.M. 1999b. Metals and micronutrients-food safety issues. *Field Crops Research*, **60**, 143-163.
- McLean, J. E. and Bledsoe, B. E. 1992. Behavior of metals in soils. EPA/540/S-92/018, 1-25.
- Mench, M.; Baize, D.; Mocquot, B. 1997. Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. *Environmental Pollution*, **95**, 93-103.
- Miner, G.S.; Gutierrez, R.; King, L.D. 1997. Soil factors affecting plant concentrations of Cadmium, Copper, and Zinc on sludge-amended soils. *Journal Environmental Quality*, **26**, 989-994.
- Montiel, A.M.; Blanco, R. 2001. Métodos de optimización de muestreo en los estudios de las propiedades físicas del suelo. *Edafología*, **8**, 51-59.
- Moreno, A.M.; Pérez, L.; González, J. 1992. Relaciones entre contenidos totales de Zn, Pb, Cu y Cd en suelos y plantas. *Suelo y Planta*, **2**, 757-771.

Msaky, J.J.; Calvet, R. 1990. Adsorption behavior of copper and zinc in soils: influence of pH on adsorption characteristics. *Soil Science*, **150**, 513-522.

Ministry of Agriculture, F.a.F.M.A.D.a.A.S.A. 1986. *The analysis of agricultural materials. A manual of the analytical methods used by the Agricultural Development an Advisory Service*. HMSO, London.

Nasreddine, L.; Parent-Massin, D. 2002. Food contamination by metals and pesticides in the European Union. Should we worry? *Toxicology Letters*, **127**, 29-41.

Navas, A.; Machín, J. 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragón (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry*, **17**, 961-973.

Nicholson, F.A.; Smith, S.R.; Alloway, B.J.; Carlton-Smith, C.; Chambers, B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, **311**, 205-219.

Nieuwenhuize, J.; Poley-Vos, C.H.; van den Akker, A.H.; van Delft, W. 1991. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst*, **116**, 347-351.

Norvell, W.A.; Wu, J.; Hopkins, D.G.; Welch, R.M. 2000. Association of cadmium in durum wheat grain with soil chloride and chelate-extractable soil cadmium. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **64**, 2162-2168.

Nriagu, J.O. 1990. Global metal pollution. Poisoning the biosphere? *Environment*, **32**, 28-33.

Nsouli, B.; Darwish, T.; Thomas, J.P.; Zahraman, K.; Roumié, M. 2004. Ni, Cu, Zn and Pb background values determination in representative Lebanese soil using the thick target PIXE technique. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, **219-220**, 181-186.

Oliver, I.W.; McLaughlin, M.J.; Merrington, G. 2005. Temporal trends of total and potentially available element concentrations in sewage biosolids: a comparison of biosolid surveys conducted 18 years apart. *The Science of the Total Environment*, **337**, 139-145.

Oliver, M.A. 1997. Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, **48**, 573-592.

Oudeh, M.; Khan, M.; Scullion, J. 2002. Plant accumulation of potentially toxic elements in sewage sludge as affected by soil organic matter level and mycorrhizal fungi. *Environmental Pollution*, **116**, 293-300.

Page, A.L.; Bingham, F.T.; Chang, A.C. 1981. Cadmium. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function (ed N.W.Lepp), pp. 77-109. Applied science publishers LTD, Englewood, New Jersey.

Palacios, G.; Gómez, I.; Mataix, J.; Guerrero, C. 1998. Disponibilidad de níquel en un suelo fuertemente calcáreo y su incidencia sobre la solubilidad de calcio y magnesio. *Edafología*, **5**, 129-134.

Papadopoulos, P.; Rowell, D.L. 1988. The reaction of cadmium with calcium carbonate surfaces. *Journal of Soil Science*, **39**, 23-36.

Papadopoulos, P.; Rowell, D.L. 1989. The reactions of copper and zinc with calcium carbonate surfaces. *Journal of Soil Science*, **40**, 39-48.

Pérez, L.; Moreno, A.M.; González, J. 2000. Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de los metales pesados. *Edafología*, **7**, 113-120.

Pérez Carreras, L.; Moreno, A.M.; González Parra, J. 1995. Influencia de las fracciones arcilla y arena en el contenido y disponibilidad de metales pesados en suelos. *Edafología*, **1**, 83-89.

Pérez Cueva, A.J. (Coord.). 1994. Atlas climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990). Colección "Territori". Número 4, Conselleria d'Obres Públiques, Urbanismo i Transports, Generalitat Valenciana.

Pérez-Espinosa, A.; Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Cortés, A.; Perez-Murcia, M.D.; Gómez, I. 2005. Co phytoavailability for tomato in amended calcareous soils. *Bioresource Technology*, **96**, 649-655.

Pérez Sirvent, C.; Martínez-Sánchez, M. J.; Vidal, J.; Navarro Hervás, C. 2002. Proposed reference values for heavy metals in calcaric fluvisols of the huerta de Murcia (SE Spain). Faz, A.; Ortiz, R.; Mermut, A. R. Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions, 495-496.

Peterson, P.J.; Girling, C.A. 1981. Other trace metals. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function (ed N.W.Lepp), pp. 213-278. Applied science publisher LTD, Englewood, New Jersey.

Phipps, D.A. 1981. Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 1. Effects of trace metals on plant function. (ed N.W. Leep), pp. 1-54. Applied Science Publishers.

Pinamonti, F.; Stringari, G.; Gasperi, F.; Zorzi, G. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling*, **21**, 129-143.

Piqué, E.; Alvarez, C.E.; Fernández, M. 1996. Micronutrients in soils and plants from organic farms of Tenerife (Canary Islands). *Biological Agriculture and Horticulture*, **13**, 113-122.

Piqueras, J.; Segura, F.; Obiol, E.; Quereda, J.; Ortells, V.; Membrano, J.C.; Domingo, C.; Viruela, R. 1995. *Les comarques septentrionals. Del riu de la Sénia a la serra d'Espadà*. En: Geografia de les Comarques Valencianes (eds J. de Dios), Volumen 2. Foro Ediciones, S.L., València.

Podlesáková, E.; Nemecek, J.; Vácha, R. 2000. Mobility and bioavailability of trace elements in soils. En: Trace elements in soil. Bioavailability, flux, and transfer (eds I.K. Iskandar & M.B. Kirkham), pp. 21-41. Lewis Publishers, Florida.

Pomares, F. 2001. Problemáticas de los suelos agrícolas: aplicación de lodos de depuradora. Curso sobre contaminación de suelos y aguas subterráneas (inédito).

Pomares, F.; Estela, M.; Tarazona, F.; Sala, M. O.; Canet, R. 2000. Estado de contaminación por metales pesados en suelos de cítricos con cultivo ecológico. Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Actas de III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica: Una alternativa para el mundo rural del tercer milenio. 247-252. Valencia.

Porta, J. 1986. *Técnicas y experimentos en Edafología*. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Catalunya. Barcelona.

Quereda Sala, J. 1994. *Els climes de les comarques septentrionals*. En: Atlas climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990). Colección "Territori". Número 4. (Coord. A.J. Pérez Cueva), pp. 124-125. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanismo i Transports, Generalitat Valenciana.

Quevauviller, P.; Lachica, M.; Barahona, E.; Rauret, G.; Ure, A.; Gomez, A.; Muntau, H. 1997. *The certification of the EDTA-extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Ni, Pb and Zn and of the DTPA-extractable contents (mass fractions) of Cd and Ni in calcareous soil by the extraction procedures given-CRM 600.* Luxembourg.

Quevauviller, Ph.; Lachica, M.; Barahona, E.; Rauret, G.; Ure, A.; Gomez, A.; Muntau, H. 1996a. Interlaboratory comparison of EDTA and DTPA procedures prior to certification of extractable trace elements in calcareous soil. *The Science of the Total Environment*, **178**, 127-132.

Quevaviller, Ph.; Muntau, H.; Fortunati, U.; Vercoutere, K. 1996b. *The certification of the total contents (mass fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn and the aqua regia soluble contents (mass fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in a calcareous loam soil. CRM 141 R.* Luxembourg.

Ramos, I.; Esteban, E.; Lucena, J.J.; Gárate, A. 2002. Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd-Mn interaction. *Plant Science*, **162**, 761-767.

Rauret, G. 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, **46**, 449-455.

Rauret, G.; López-Sánchez, J.F.; Sahuquillo, A.; Rubio, R.; Davidson, C.; Ure, A.; Quevauviller, P. 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.*, **1**, 57-61.

Recatalá, L.; Micó, C.; Sánchez, J.; Boluda, R. 2001. Approaches for characterising contaminated sites: an analysis considering the role of soil. En: *Ecosystems and Sustainable Development* pp. 347-356.

Reimann, C.; Siewers, U.; Tarvainen, T.; Bityukova, L.; Eriksson, J.; Gilucis, A.; Gregorauskiene, V.; Lukashev, V.; Matinian, N.N.; Pasieczna, A. 2000. Baltic soil survey: total concentrations of major and selected trace elements in arable soils from 10 countries around the Baltic Sea. *The Science of the Total Environment*, **257**, 155-170.

Rodríguez Sanchidrian, J.; Cala Rivero, V. 1987. Aplicación de modelos de regresión múltiple para evaluar la viabilidad estadística de contenidos de metales pesados en función de parámetros edáficos. *Anales de Edafología y Agrobiología*, **46**, 549-557.

Roig, A.F.; López, F.J.; Serrano, R.; Hernández, F. 1997. An assessment of heavy metals and boron contamination in workplace atmospheres from ceramic factories. *The Science of the Total Environment*, **201**, 225-234.

Ross, S.M. 1994b. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. En: Toxic metals in soil-plant systems (ed S.M. Ross), pp. 63-152. John Wiley & Sons, Chichester.

Ross, S.M. 1994a. Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. En: Toxic metals in soil-plant systems (ed S.M. Ross), pp. 3-25. John Wiley & Sons, Chichester.

Ross, S.M.; Kaye, K.J. 1994. The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. En: Toxic metals in soil-plant systems (ed S.M. Ross), pp. 27-61. John Wiley & Sons, Chichester.

Sadana, U.S.; Claassen, N. 2000. Manganese dynamics in the rhizosphere and Mn uptake by different crops evaluated by a mechanistic model. *Plant and Soil*, **218**, 233-238.

Sahuquillo, A.; López-Sánchez, J.F.; Rubio, R.; Rauret, G.; Thomas, R.P.; Davidson, C.M.; Ure, A.M. 1999. Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, **382**, 317-327.

Sahuquillo, A.; Rigol, A.; Rauret, G. 2003. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, **22**, 152-159.

Sánchez-Camazano, M.; Sánchez-Martín, M.J.; Lorenzo, L.F. 1998. Significance of soil properties for content and distribution of cadmium and lead in natural calcareous soils. *The Science of the Total Environment*, **218**, 217-226.

Sánchez-Monedero, M.A.; Mondini, C.; de Nobili, M.; Leita, L.; Roig, A. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management*, **24**, 325-332.

Sánchez, J.; Añó, C.; Carbó, E.; Pascual, J.A.; Antolín, C.; Colomer, J.C. 2000. Orientaciones de uso agrario de la Comunidad Valenciana. Escala 1:300.000. *Edafología*, **7**, 1-10.

Sánchez, J.; Rubio, J.L.; Martínez, V.; Antolín, C. 1984. Metodología de Capacidad de Uso de los suelos para la cuenca mediterránea. I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Madrid.

- Sandroni, V.; Smith, C.M.M. 2002. Microwave digestion of sludge, soil and sediment samples for metal analysis by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, **468**, 335-344.
- Sauvé, S.; Cook, N.; Hendershot, W.; McBride, M.B. 1996. Linking plant tissue concentrations and soil copper pools in urban contaminated soils. *Environmental Pollution*, **94**, 153-157.
- Sauvé, S.; McBride, M.; Hendershot, W. 1998. Soil solution speciation of lead (II): effects of organic matter and pH. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **62**, 618-621.
- Schleuß, U.; Müller, F. 2001. Requirements for soil sampling in the context of ecosystem research. *The Science of the Total Environment*, **264**, 193-197.
- Schoeneberger, P.J.; Wysocki, D.A.; Benham, E.C.; Broderson, W.D. 1998. Field book for describing and sampling soils. Natural Resources Conservation Service, USDA, National Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska.
- Shllaku, L.; Landner, L. 1995. Heavy metal pollution in Kosovo. En: Heavy metals problems and solutions (eds W. Salomons *et al.*), pp. 345-357. Springer-Verlag, Berlin.
- Shuman, L.M. 1979. Zinc, manganese, and copper in soil fractions. *Soil Science*, **127**, 10-17.
- Shuman, L.M.; Hargrove, W.L. 1985. Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc in soil fractions. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **49**, 1117-1121.
- Sims, J.T. 1986. Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper and zinc. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, **50**, 367-373.
- Sloan, J.J.; Dowdy, R.H.; Dolan, M.S.; Linden, D.R. 1997. Long-term effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. *Journal Environmental Quality*, **26**, 966-974.
- Smith, F.E.; Arsenault, E.A. 1996. Microwave-assisted sample preparation in analytical chemistry. *Talanta*, **43**, 1207-1268.
- Soon, Y.K.; Abboud, S. 1990. Trace elements in agricultural soils of northwestern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, **70**, 277-288.

Stalikas, C.D.; Pilidis, G.A.; Tzouwara-Karayanni, S.M. 1999. Use of a sequential extraction scheme with data normalisation to assess the metal distribution in agricultural soils irrigated by lake water. *The Science of the Total Environment*, **236**, 7-18.

Stanley, C.R. 1987. Instruction manual for ProbPlot. An interactive computer program to fit mixtures of normal (or log-normal) distributions with maximum likelihood optimization procedures. *Association of Exploration Geochemists Special Volume 14*.

Strasburger, E.; Noll, F.; Schenck, H.; Schimper, A. F. W. Sitte, P.; Ziegler, H.; Ehrendorfer, F.; Bresinsky, A. 1994. Tratado de Botánica. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.

Suchara, L.; Sucharová, J. 2002. Distribution of sulphur and heavy metals in forest floor humus of the Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution*, **136**, 289-316.

Sutherland, R.A.; Tack, F.M.G. 2002. Determination of Al, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in certified reference materials using the optimized BCR sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, **454**, 249-257.

Tan, K.H. 1996. *Soil sampling, preparation, and analysis*. Marcel Dekker, Inc., New York.

Taylor, M.D. 1997. Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *The Science of the Total Environment*, **208**, 123-126.

Temminghoff, E.J.M.; Van der Zee, S.E.A.T.M.; De Haan, F.A.M. 1998. Effects of dissolved organic matter on the mobility of copper in a contaminated sandy soil. *European Journal of Soil Science*, **49**, 617-628.

Theocharopoulos, S.; Wagner, G.; Sprengart, J.; Mohr, M.E.; Desaulles, A.; Muntau, H.; Christou, M.; Quevauviller, P. 2001. European soil sampling guidelines for soil pollution studies. *The Science of the Total Environment*, **264**, 51-62.

Thornton, I. 1981. Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in soils. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 2. Metals in the environment (ed N.W. Lepp), pp. 1-33. Applied science publishers, Enfield, New Jersey.

Thurman, D.A. 1981. Mechanism of metal tolerance in higher plants. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 2. Metals in the environment (ed N.W. Lepp), pp. 239-249. Applied science publishers, Englewood, New Jersey.

Thys, C.; Vanthomme, P.; Schrevens, E.; De Proft, M. 1991. Interactions of Cd with Zn, Cu, Mn and Fe for lettuce (*Lactuca sativa* L.) in hydroponic culture. *Plant, Cell and Environment*, **14**, 713-717.

Tiller, K.G. 1989. Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in soil science*, **9**, 113-142.

Tobías, F.J.; Bech, J.; Sánchez Algarra, P. 1997b. Establishment of the background levels of some trace elements in soils of NE Spain with probability plots. *The Science of the Total Environment*, **206**, 255-265.

Tobías, F.J.; Bech, J.; Sánchez Algarra, P. 1997a. Statistical approach to discriminate background and anthropogenic input of trace elements in soils of Catalonia, Spain. *Water, Air and Soil Pollution*, **100**, 63-78.

Turer, D.; Maynard, J.B.; Sansalone, J.J. 2001. Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water, Air and Soil Pollution*, **132**, 293-314.

Turner, A.P. 1994. The responses of plants to heavy metals. En: Toxic metals in soil-plant systems (ed S.M. Ross), pp. 153-187. Wiley, Chichester.

UNE 77309. 2001. Calidad del suelo. Determinación de cadmio, cromo, cobalto, cobre, plomo, manganeso, níquel y cinc en extractos del suelo en agua regia. Métodos espectrométricos de absorción atómica con llama y atomización electrotérmica.

USEPA 1996. *Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices*. Washington, DC.

USEPA 1998. *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils*. Washington, DC.

Valcárcel, M.; Rios, A. 1992. Materiales de referencia. En: La calidad en los laboratorios analíticos (eds M. Valcárcel & A. Rios), pp. 177-222. Ed. Reverté, Barcelona.

Van Camp, L.; Bujarrabal, B.; Gentile, A.R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Olazábal, C.; Selvaradjou, S.K. 2004. *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- Vázquez, I.; Martín, J.A.; Moreno, A.M.; González, J. 2002. Calculation of reference values of trace elements in soils in the Community of Madrid (Spain). En: Proceedings of the third International congress man and soil at the third millennium (eds J.L. Rubio *et al.*), pp. 1675-1684. Geofoma Ediciones, Logroño.
- Vegter, J.J. 1995. Soil protection in The Netherlands. En: Heavy metals problems and solutions (eds W. Salomons *et al.*), pp. 79-100. Springer-Verlag, Berlin.
- Virgili, J.M.; Bosch, A.; Pérez, M.; Boixadera, J. 2001. Disponibilitat per a les plantes de Mn, Cu, Zn i Cd en els sòls de diferents sistemes agrícoles a Catalunya. *Dossiers Agraris ICEA-Sòls contaminats*, 131-141.
- Wagner, G.; Mohr, M.E.; Sprengart, J.; Desaulles, A.; Muntau, H.; Theocharopoulos, S.; Quevauviller, P. 2001. Objectives, concept and design of the CEEM soil project. *The Science of the Total Environment*, **264**, 3-15.
- Wagner, G.J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Advances in Agronomy*, **51**, 173-212.
- Walter, I.; Cuevas, G. 1999. Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge application. *The Science of the Total Environment*, **226**, 113-119.
- Wang, X.P.; Shan, X.Q.; Zhang, S.Z.; Wen, B. 2004. A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere*, **55**, 811-822.
- Webber, J. 1981. Trace metals in agriculture. En: Effect of heavy metal pollution on plants. Volume 2. Metals in the environment (ed N.W. Lepp), pp. 159-184. Applied science publishers LTD, Englewood, New Jersey.
- Weber, J.; Karczewska, A. 2004. Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soil environment. *Geoderma*, **122**, 105-107.
- White, J.G.; Zasoski, R.J. 1999. Mapping soil micronutrients. *Field Crops Research*, **60**, 11-26.
- Williams, C.H.; David, D.J. 1976. The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on the cadmium content of plants. *Soil Science*, **121**, 86-93.

Williams, D.E.; Vlamis, J.; Pukite, A.H.; Corey, J.E. 1985. Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 2. nickel, cobalt, iron, manganese, chromium, and mercury. *Soil Science*, **140**, 120-125.

Witter, E. 1996. Towards zero accumulation of heavy metals in soils. An imperative or a fad? *Fertilizer Research*, **43**, 225-233.

Wollum, A.G. 1994. Soil sampling for microbiological analysis. En: *Methods of soil analysis, Part 2. Microbiological and biochemical properties* (ed J.M. Bigham), pp. 1-14. Soil Science Society of America, Madison.

Wu, J.; Laird, D.A.; Thompsom, M.L. 1999. Sorption and desorption of copper on soil clay components. *Journal Environmental Quality*, **28**, 334-338.

Zayed, A.; Lytle, M.; Qian, J.H.; Terry, N. 1998. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. *Planta*, **206**, 293-299.

Zheljazkov, V.D.; Warman, P.R. 2003. Application of high Cu compost to Swiss chard and basil. *The Science of the Total Environment*, **302**, 13-26.

Zheljazkov, V.D.; Warman, P.R. 2004a. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops. *Environmental Pollution*, **131**, 187-195.

Zheljazkov, V.D.; Warman, P.R. 2004b. Source-separated municipal solid waste compost application to Swiss Chard and Basil. *Journal Environmental Quality*, **33**, 542-552.

Zurera, G.; Estrada, B.; Rincón, F.; Pozo, R. 1987. Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **38**, 805-812.

ANEXO I

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-01		FECHA: 08 / 03 / 2002	
UTMx: 714301	UTMy: 4422652	ERROR (m): 4,2	ALTITUD (m): 525
NOMBRE PARCELA: La Hoya		MUNICIPIO: Gaibiel	HOJA: 640 (1-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede andando desde el pueblo.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Margas y arcillas del keuper	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Forrajes, abandonado, multicultivo	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera y próximo a pueblo	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,30	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,99	MO (%): 5,0	CO3Ca (%): 28,9	
CIC (cmolc+)/kg): 18,3	Arena (%): 37	Limo (%): 28	Arcilla (%): 35

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,203	8,1	27,3	41,4	17.034	402	20,4	60,7	56,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,086	0,184	0,048	5,61	15,9	38,9	0,387	8,8	8,0
Cultivo (en peso seco)	1,14	n.d.	6,16	13,4	372	56	1,16	1,96	45,7
Cultivo (en peso fresco)	0,16	n.d.	0,88	1,90	53	8,0	0,17	0,28	6,51

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-02	FECHA: 08 / 03 / 2002		
UTMx: 714878	UTMy: 4428154	ERROR (m): 5,2	ALTITUD (m): 735
NOMBRE PARCELA: Huesa	MUNICIPIO: Pavías	HOJA: 640 (1-1)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera Higueras-Pavías.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Dolomías, margas, arcillas y calizas del Muschelkak	ACCESIBILIDAD: Difícil
CULTIVO: Multicultivo (Habas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Olivos, almendros	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,7	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,26	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,95	MO (%): 6,3	CO3Ca (%): 36,5	
CIC (cmolc+)/kg): 19,3	Arena (%): 37	Limo (%): 40	Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,186	7,6	25,3	35,8	14.265	373	18,3	40,9	76,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,074	0,214	0,067	5,24	42,4	41,9	0,758	9,2	25,2

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-03				FECHA: 08 / 03 / 2002
UTMx: 709089	UTMy: 4434539	ERROR (m): 4,1	ALTITUD (m): 594	
NOMBRE PARCELA: Caserío La Losa		MUNICIPIO: Montán	HOJA: 614 (4-4)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de Montán por carretera que sale de piscinas.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluviones recientes	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Almendros, abandonado	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,28
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,98	MO (%): 5,3	CO ₃ Ca (%): 16,3
CIC (cmolc+)/kg): 21,6	Arena (%): 35	Limo (%): 20
		Arcilla (%): 45

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,154	9,6	40,1	29,8	27.114	510	26,0	34,1	52,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,061	0,492	0,070	3,48	26,0	70,2	0,860	8,7	7,6
Cultivo (en peso seco)	0,33	n.d.	1,15	9,2	87	156	0,31	0,56	16,3
Cultivo (en peso fresco)	0,05	n.d.	0,16	1,31	12	22,1	0,04	0,08	2,32

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-04	C	FEHA: 08 / 03 / 2002		
UTMx: 708916	UTMy: 4434997	ERROR (m): 6,5	ALTITUD (m): 571	
NOMBRE PARCELA: Bco. del Pinar		MUNICIPIO: Montán	HOJA: 614 (4-4)	
LOCALIZACIÓN: Se accede desde la misma carretera de Montán.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Aluviones recientes	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Multicultivo (Alcachofas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Multicultivo y abandonado	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera y pueblo	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,47
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,07	MO (%): 6,2	CO3Ca (%): 27,4
CIC (cmolc(+)/kg): 18,3	Arena (%): 33	Limo (%): 41
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,187	7,5	30,7	38,7	17.002	483	20,0	38,2	54,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,077	0,214	0,070	6,33	27,6	53,8	0,611	7,3	7,8
Cultivo (en peso seco)	0,29	n.d.	0,98	8,6	221	23	3,20	0,60	41,5
Cultivo (en peso fresco)	0,05	n.d.	0,16	1,36	35,1	3,7	0,51	0,10	6,62

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-05		FECHA: 08 / 03 / 2002	
UTMx: 709150	UTMy: 4450115	ERROR (m): 3,1	ALTITUD (m): 947
NOMBRE PARCELA: Arenoso		MUNICIPIO: Cortes de Arenoso	HOJA: 591 (4-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde carretera de tierra desde el pueblo que va por los pazos.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arenas, areniscas y arcillas	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Barbecho y abandonado	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,13	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,81	MO (%): 2,8	CO3Ca (%): 28,1	
CIC (cmolc(+)/kg): 13,3	Arena (%): 52	Limo (%): 28	Arcilla (%): 20

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,151	6,4	25,9	13,2	17.540	296	16,1	19,9	30,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,032	0,143	0,029	0,83	8,2	25,3	0,363	2,3	1,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-06	FECHA: 09 / 04 / 2002		
UTMx: 723406	UTMy: 4442436	ERROR (m): 4,7	ALTITUD (m): 461
NOMBRE PARCELA: Giraba de Abajo	MUNICIPIO: Ludiente	HOJA: 615 (2-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede desde camino a la derecha, cuando coges desvío a Giraba. Carretera Ludiente			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Calizas y margas	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Cereal, vid, frutales, olivos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,19	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,69	MO (%): 3,0	CO3Ca (%): 42,9	
CIC (cmolc+)/kg): 14,4	Arena (%): 38	Limo (%): 39	Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,271	5,6	27,3	21,8	13.400	270	14,7	27,1	80,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,090	0,217	0,045	1,73	18,7	29,3	0,371	3,7	6,5
Cultivo (en peso seco)	6,63	1,59	21,38	14,7	2759	90	25,15	5,87	68,3
Cultivo (en peso fresco)	0,94	0,23	3,04	2,10	392	12,8	3,58	0,83	9,71

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-07		FECHA: 09 / 04 / 2002	
UTMx: 736094	UTMy: 4443467	ERROR (m): 4,3	ALTITUD (m): 334
NOMBRE PARCELA: Pla de la Castilla		MUNICIPIO: Figueroles	HOJA: 612 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que sale de al lado del río Lucena.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Muy difícil
CULTIVO: Multicultivo (Ajos tiernos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales o abandonado.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,38	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,83	MO (%): 6,3	CO ₃ Ca (%): 28,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 22,7	Arena (%): 41	Limo (%): 30	Arcilla (%): 29

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,239	7,3	31,8	45,4	16.998	305	18,6	28,7	58,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,090	0,282	0,048	7,29	17,4	42,5	0,299	4,7	7,2

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-08	FECHA: 09 / 04 / 2002		
UTMx: 741667	UTMy: 4456310	ERROR (m): 4,8	ALTITUD (m): 391
NOMBRE PARCELA: Molino Espigués		MUNICIPIO: Adzaneta	HOJA: 593 (1-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que sale al lado del río.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Cuaternario indiferenciado	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Barbecho, multicultivos, frutales.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,33	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,89	MO (%): 6,0	CO3Ca (%): 34,0	
CIC (cmolc(+)/kg): 22,0	Arena (%): 55	Limo (%): 27	Arcilla (%): 18

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,241	4,7	23,0	52,6	10.937	229	12,7	23,2	82,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,124	0,394	0,086	14,94	35,1	52,2	0,470	4,9	25,9
Cultivo (en peso seco)	4,85	0,73	5,97	18,9	592	111	11,62	2,71	43,7
Cultivo (en peso fresco)	0,69	0,10	0,85	2,68	84	15,8	1,65	0,39	6,21

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-09	FECHA: 10 / 07 / 2003		
UTMx: 737983	UTMy: 4440735	ERROR (m): 5,3	ALTITUD (m): 272
NOMBRE PARCELA: Ermita de San Cristóbal	MUNICIPIO: L'Alcora	HOJA: 615 (3-4)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de L'Alcora			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera, casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA: Cerámicas	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,16
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,82	MO (%): 4,8	CO3Ca (%): 37,3
CIC (cmolc(+)/kg): 21,1	Arena (%): 36	Limo (%): 38
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,206	8,2	33,2	35,8	16.600	375	20,1	685,9	98,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,099	0,265	0,048	2,99	15,9	33,6	0,268	205,8	12,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-10		FECHA: 26 / 11 / 2003	
UTMx: 738960	UTMy: 4439666	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 233
NOMBRE PARCELA: El Rajolar		MUNICIPIO: L'Alcora	HOJA: 615 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que sale enfrente de gasolinera al salir de L'Alcora.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Pimientos	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Depósito de residuos inertes	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA: Cerámicas	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,22
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,54	MO (%): 3,1	CO ₃ Ca (%): 32,5
CIC (cmolc(+)/kg): 16,7	Arena (%): 45	Limo (%): 33
		Arcilla (%): 22

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,337	5,9	21,9	29,3	12.048	263	16,4	129,0	65,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,074	0,068	0,037	4,90	12,3	15,1	0,211	42,5	8,2

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-11		FECHA: 09 / 04 / 2002	
UTMx: 245549	UTMy: 4434861	ERROR (m): 3,5	ALTITUD (m): 21
NOMBRE PARCELA: El Bobar		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 616 (3-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino de la Ratlla y camino al lado de la rotonda.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Habas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Abandonado, frutales, parcelas hortícolas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,52	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,26	MO (%): 9,9	CO ₃ Ca (%): 38,3	
CIC (cmolc(+)/kg): 30,1	Arena (%): 26	Limo (%): 44	Arcilla (%): 30

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,413	8,1	37,9	26,0	15.877	412	17,3	26,2	87,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,128	0,215	0,122	3,02	48,9	59,7	0,407	3,9	21,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-12		FECHA: 09 / 04 / 2002	
UTMx: 244889	UTMy: 4433420	ERROR (m): 4,6	ALTITUD (m): 30
NOMBRE PARCELA: Travesera		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 616 (3-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de Cami la Ratlla.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Cítricos, puerros	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos (naranjas)	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,44	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,09	MO (%): 4,4	CO3Ca (%): 31,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 20,1	Arena (%): 8	Limo (%): 37	Arcilla (%): 55

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,359	11,3	40,2	35,8	24.464	414	26,3	36,8	88,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,157	0,298	0,055	5,97	38,7	57,8	0,606	8,4	10,0

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-13		FECHA: 26 / 11 / 2003	
UTMx: 755269	UTMy: 4422645	ERROR (m): 3,5	ALTITUD (m): 17
NOMBRE PARCELA: Mas Quemado		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 616 (3-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede por caminos rurales.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Cantos y gravas	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Calabaza.	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos y algún huerto semiabandonado	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Casas y camino muy poco transitado	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,14	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,15	MO (%): 3,3	CO ₃ Ca (%): 31,4	
CIC (cmolc(+)/kg): 12,3	Arena (%): 43	Limo (%): 42	Arcilla (%): 15

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,495	5,9	16,7	37,4	11.529	323	15,7	25,7	143,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,167	0,065	0,130	7,87	61,2	17,8	0,488	5,4	29,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-14		FECHA: 10 / 07 / 2003	
UTMx: 752900	UTMy: 4419653	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 11
NOMBRE PARCELA: Las Terrasas		MUNICIPIO: Burriana	HOJA: 641 (2-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por Camí de les Salines desde Burriana.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arenas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Abandonado, cítricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,25	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,25	MO (%): 2,8	CO3Ca (%): 19,0	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,6	Arena (%): 17	Limo (%): 37	Arcilla (%): 46

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,191	11,3	37,4	27,8	25.813	437	30,1	33,2	94,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,122	0,217	0,041	2,23	20,0	21,4	0,531	5,0	3,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-15		FECHA: 16 / 04 / 2002	
UTMx: 747380	UTMy: 4413842	ERROR (m): 3,6	ALTITUD (m): 18
NOMBRE PARCELA: El Brosquil		MUNICIPIO: Nules	HOJA: 641 (1-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde Burriana hasta llegar a la zona cerca de la playa.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Sin cultivar, habas	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, cítricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera local asfaltada posible aumento de tránsito en verano	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,45	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,19	MO (%): 9,7	CO3Ca (%): 37,4	
CIC (cmolc+)/kg): 31,0	Arena (%): 16	Limo (%): 43	Arcilla (%): 41

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,262	9,6	41,0	61,3	19.027	479	22,9	27,1	92,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,116	0,340	0,088	11,46	82,2	57,1	0,810	3,6	20,8

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-16				FECHA: 16 / 04 / 2002
UTMx: 743477	UTMy: 4407896	ERROR (m): 3,5	ALTITUD (m): 19	
NOMBRE PARCELA: Saladar		MUNICIPIO: Moncofar		HOJA: 669 (1-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde Chilches por Camí de la mar.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos pardos con cantos	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Col chata	CULTIVOS ALREDEDOR: Endivias, coliflor, cebolla, alcachofas, naranjas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,5	pH (KCl): 7,9	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,73	MO (%): 1,8	CO ₃ Ca (%): 26,8
CIC (cmolc(+)/kg): 13,8	Arena (%): 31	Limo (%): 39
		Arcilla (%): 30

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,164	7,3	32,3	41,3	15.650	682	17,1	28,2	48,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,099	0,314	0,105	9,85	62,4	78,4	0,583	6,4	9,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-17		FECHA: 16 / 04 / 2002	
UTMx: 740929	UTMy: 4401169	ERROR (m): 3,7	ALTITUD (m): 27
NOMBRE PARCELA: La Marchal		MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera local desde Almenara por la playa.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Dunas litorales (arenas parcialmente fijadas)	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Patatas y cebollas	CULTIVOS ALREDEDOR: Patatas	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,10	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,90	MO (%): 1,8	CO ₃ Ca (%): 34,2	
CIC (cmolc(+)/kg): 3,4	Arena (%): 93	Limo (%): 3	Arcilla (%): 4

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,228	3,7	18,6	16,8	8.772	239	7,3	11,5	55,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,112	0,090	0,517	4,98	82,9	33,1	0,411	3,5	21,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-18		FECHA: 16 / 04 / 2002	
UTMx: 740672	UTMy: 4402035	ERROR (m): 5,9	ALTITUD (m): 14
NOMBRE PARCELA: Calamoix		MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde camino Serratella por el camino al lado de la casa.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjas, huerta.	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,33
CE extracto pasta saturada (dS/m): 5,94	MO (%): 10,2	CO ₃ Ca (%): 65,7
CIC (cmolc(+)/kg): 27,2	Arena (%): 28	Limo (%): 64
		Arcilla (%): 8

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,142	4,8	16,9	56,3	4.425	205	8,1	19,8	40,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,087	0,072	0,037	8,92	49,3	12,1	0,613	3,4	9,9

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-19	FECHA: 16 / 04 / 2002		
UTMx: 739822	UTMy: 4402815	ERROR (m): 4,7	ALTITUD (m): 24
NOMBRE PARCELA: El Puntarró		MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carreteras locales.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Pimientos	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, melones, barbecho	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,13
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,07	MO (%): 9,3	CO ₃ Ca (%): 53,2
CIC (cmolc(+)/kg): 29,0	Arena (%): 25	Limo (%): 68
		Arcilla (%): 7

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,262	5,1	27,4	32,8	10.128	270	11,3	18,7	31,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,109	0,127	0,041	3,53	93,2	19,0	0,680	3,4	4,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-20		FECHA: 16 / 04 / 2002	
UTMx: 740671	UTMy: 4404768	ERROR (m): 3,5	ALTITUD (m): 69
NOMBRE PARCELA: La Rápita		MUNICIPIO: La Llosa	HOJA: 668 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de N-340 por carretera del marjal de Almenara.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Melones	CULTIVOS ALREDEDOR: Melones	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 1,28	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,47	MO (%): 6,1	CO3Ca (%): 44,4	
CIC (cmolc+)/kg): 24,8	Arena (%): 13	Limo (%): 55	Arcilla (%): 32

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,409	8,2	39,1	43,9	16.200	397	20,3	30,4	60,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,172	0,243	0,052	5,88	50,5	30,9	0,863	5,9	6,9

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-21		FECHA: 10 / 07 / 2003	
UTMx: 740516	UTMy: 4406000	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 12
NOMBRE PARCELA: La Raya		MUNICIPIO: La Llosa	HOJA: 668 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino paralelo a la autopista.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Preparado para sandías	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar, cítricos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,27
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,05	MO (%): 8,4	CO3Ca (%): 23,0
CIC (cmolc(+)/kg): 39,6	Arena (%): 5	Limo (%): 50
		Arcilla (%): 45

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,259	9,8	39,1	36,8	23.291	324	25,6	39,1	71,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,159	0,201	0,036	2,98	48,3	23,8	0,937	6,2	4,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-22		FECHA: 16 / 04 / 2002	
UTMx: 715985	UTMy: 4418134	ERROR (m): 4,6	ALTITUD (m): 405
NOMBRE PARCELA: Huérpita		MUNICIPIO: Vall d'Almonacid.	HOJA: 640 (1-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por al lado de la CV-215 carretera Segorbe-Vall d'Almonacid.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Mantos aluviales encostrados (conglomerados).	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Patatas y acelgas. (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, olivo.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,17
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,97	MO (%): 4,2	CO ₃ Ca (%): 35,1
CIC (cmolc(+)/kg): 15,6	Arena (%): 37	Limo (%): 40
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,185	7,8	29,6	27,3	13.455	321	18,7	22,5	46,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,082	0,174	0,060	3,42	15,0	39,0	0,430	5,0	6,4
Cultivo (en peso seco)	4,56	0,37	3,55	10,5	446	96	10,76	3,34	30,8
Cultivo (en peso fresco)	0,65	0,05	0,51	1,50	64	13,7	1,53	0,48	4,37

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-23		FECHA: 23 / 04 / 2002	
UTMx: 271390	UTMy: 4471052	ERROR (m): 4,1	ALTITUD (m): 138
NOMBRE PARCELA: Pulpis		MUNICIPIO: Sta. Magdalena de Pulpis	HOJA: 571 (2-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde camino que sale de Sta. Magdalena de Pulpis.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5 %	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Habas	CULTIVOS ALREDEDOR: Citricos, almendros, garroferas, 1 campo alcachofas	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista (500 m)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,09
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,40	MO (%): 2,2	CO3Ca (%): 10,9
CIC (cmolc(+)/kg): 17,8	Arena (%): 18	Limo (%): 47
		Arcilla (%): 35

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,204	9,9	45,3	26,6	25.494	429	27,1	17,4	55,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,089	0,398	0,041	3,85	11,2	48,7	0,512	2,3	7,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-24		FECHA: 23 / 04 / 2002	
UTMx: 277732	UTMy: 4475601	ERROR (m): 3,3	ALTITUD (m): 40
NOMBRE PARCELA: Villarajos		MUNICIPIO: Peñíscola	HOJA: 571 (3-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por salida de N-340 a Peñíscola por carretera junto a autopista.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Lechugas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas, barbecho, algarrobos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista (500 m)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,16	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,91	MO (%): 4,2	CO3Ca (%): 14,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 19,8	Arena (%): 28	Limo (%): 48	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,232	8,8	45,8	39,7	20.025	346	22,1	21,7	77,5
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,089	0,500	0,073	8,22	20,7	52,3	0,599	4,1	20,5
Cultivo (en peso seco)	0,33	0,22	1,50	7,1	205	59	0,46	1,31	42,6
Cultivo (en peso fresco)	0,05	0,03	0,21	1,01	29	8,4	0,07	0,19	6,06

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-25				FECHA: 23 / 04 / 2002
UTMx: 279042	UTMy: 4474774	ERROR (m): 3,6	ALTITUD (m): 20	
NOMBRE PARCELA: Mesquita		MUNICIPIO: Peñíscola	HOJA: 571 (3-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino rural desde el punto anterior (MPC-24).				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Patatas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alfalfa, habas, alcachofas, naranjos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,22
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,26	MO (%): 6,6	CO ₃ Ca (%): 8,8
CIC (cmolc(+)/kg): 22,2	Arena (%): 20	Limo (%): 54
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,204	9,2	41,0	29,1	20.442	382	22,4	16,8	71,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,100	0,653	0,149	5,68	42,8	89,2	0,709	4,0	17,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-26				FECHA: 23 / 04 / 2002
UTMx: 278999	UTMy: 4476306	ERROR (m): 3,4	ALTITUD (m): 31	
NOMBRE PARCELA: Burrianes		MUNICIPIO: Peñíscola		HOJA: 571 (3-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carreteras locales desde puntos anteriores.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cebollas, alcachofas, citricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,13
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,05	MO (%): 2,1	CO ₃ Ca (%): 52,4
CIC (cmolc(+)/kg): 9,9	Arena (%): 56	Limo (%): 24
		Arcilla (%): 20

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,230	5,5	28,3	22,1	10.372	230	14,3	11,1	50,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,063	0,297	0,057	3,69	12,2	28,7	0,433	1,5	10,7
Cultivo (en peso seco)	0,22	n.d.	0,33	6,5	46	16	1,28	0,26	39,0
Cultivo (en peso fresco)	0,03	n.d.	0,05	1,04	7,4	2,6	0,20	0,04	6,21

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-27		FECHA: 23 / 04/ 2002	
UTMx: 280068	UTMy: 4477207	ERROR (m): 4,6	ALTITUD (m): 31
NOMBRE PARCELA: Sanadorlí 1		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por al lado de la N-340 (Sta. Magdalena-Benicarló).			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Coliflor	CULTIVOS ALREDEDOR: Coliflor, alcachofas, tomates, naranjas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera N-340 y gasolinera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA: Almacenes	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,17	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,23	MO (%): 4,3	CO3Ca (%): 44,5	
CIC (cmolc+)/kg): 15,3	Arena (%): 33	Limo (%): 48	Arcilla (%): 19

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,438	6,2	32,2	51,9	12.521	306	15,5	24,9	74,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,125	0,226	0,079	8,25	15,9	31,7	0,508	2,5	14,9

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-28	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 280157	UTMy: 4477030	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 27
NOMBRE PARCELA: Sanadorlí 2		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de N-340.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos, patatas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,14
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,96	MO (%): 2,1	CO3Ca (%): 27,5
CIC (cmolc(+)/kg): 15,8	Arena (%): 28	Limo (%): 49
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,271	7,6	38,1	26,8	20.795	335	20,2	17,8	55,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,131	0,360	0,070	5,25	14,2	39,8	0,707	3,6	9,1
Cultivo (en peso seco)	0,36	n.d.	0,42	8,4	66	28	1,95	0,05	47,6
Cultivo (en peso fresco)	0,06	n.d.	0,07	1,33	10,6	4,5	0,31	0,01	7,59

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-29	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 280143	UTMy: 4478171	ERROR (m): 4,1	ALTITUD (m): 38
NOMBRE PARCELA: Clotals	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede desde camino que sale de N-340 desde Benicarló paralelo al polideportivo.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Cogollos de ensalada (restos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera, chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,18	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,39	MO (%): 3,2	CO3Ca (%): 45,5	
CIC (cmolc(+)/kg): 13,3	Arena (%): 28	Limo (%): 53	Arcilla (%): 19

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,220	5,5	27,0	26,2	12.843	255	14,1	19,0	49,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,088	0,164	0,072	4,09	13,4	31,6	0,343	3,7	9,8

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-30	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 281581	UTMy: 4478822	ERROR (m): 3,6	ALTITUD (m): 40
NOMBRE PARCELA: Rambla de Cervera		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede desde Benicarló por camino que pasa por cementerio.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos, olivos, alcachofas, abandonado.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Residuos inertes (gravas)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,13
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,96	MO (%): 2,0	CO ₃ Ca (%): 40,0
CIC (cmolc(+)/kg): 10,8	Arena (%): 40	Limo (%): 35
		Arcilla (%): 25

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,184	5,7	30,0	19,9	13.259	242	13,7	10,7	42,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,063	0,136	0,063	2,88	10,9	26,8	0,355	1,8	7,5
Cultivo (en peso seco)	0,56	n.d.	0,89	4,7	54	22	3,17	0,05	43,0
Cultivo (en peso fresco)	0,09	n.d.	0,14	0,75	8,6	3,5	0,51	0,01	6,86

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-31	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 281492	UTMy: 4480977	ERROR (m): 3,6	ALTITUD (m): 61
NOMBRE PARCELA: Mas de Fabra 1	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de camino que sale de Benicarló y pasa por cementerio.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLÓGIA: Ramblas: bloques, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Patatas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Camino asfaltado	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,25
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,53	MO (%): 3,7	CO ₃ Ca (%): 21,1
CIC (cmolc+)/kg): 18,1	Arena (%): 30	Limo (%): 44
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,220	7,1	40,6	26,2	16.588	419	20,2	13,9	74,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,086	0,321	0,073	4,58	19,7	64,7	0,606	2,0	19,0

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-32	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 281773	UTMy: 4481334	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 50
NOMBRE PARCELA: Mas de Fabra 2		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de Benicarló y pasa por cementerio.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas, citricos, olivos.	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera (cementerio)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,18
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,04	MO (%): 3,6	CO3Ca (%): 22,1
CIC (cmolc+)/kg): 16,8	Arena (%): 35	Limo (%): 42
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,237	6,8	40,4	34,3	15.664	386	18,5	13,0	80,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,113	0,235	0,086	6,93	32,8	48,4	0,716	2,2	21,6
Cultivo (en peso seco)	0,29	n.d.	0,43	4,3	44	17	1,66	0,31	24,0
Cultivo (en peso fresco)	0,05	n.d.	0,07	0,68	7,1	2,7	0,26	0,05	3,83

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-33		FECHA: 23 / 04/ 2002	
UTMx: 282338	UTMy: 4480013	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 27
NOMBRE PARCELA: El Surrac		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por Camí de Mas de Fabra que sale de Benicarló (N-340).			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos, alcachofas, patatas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,12	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,79	MO (%): 4,4	CO3Ca (%): 39,4	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,6	Arena (%): 43	Limo (%): 33	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,252	6,0	38,1	49,6	15.973	393	16,6	18,5	83,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,106	0,221	0,077	10,87	22,8	56,6	0,477	3,0	22,9
Cultivo (en peso seco)	0,24	n.d.	0,95	9,5	67	24	2,37	n.d.	40,7
Cultivo (en peso fresco)	0,04	n.d.	0,15	1,51	10,7	3,8	0,38	n.d.	6,48

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-34		FECHA: 23 / 04/ 2002	
UTMx: 283744	UTMy: 4480551	ERROR (m): 7,1	ALTITUD (m): 16
NOMBRE PARCELA: Aiguadoliva		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino al lado de N-340 (Benicarló-Vinaroz).			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera N-340 y hotel	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,11	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,48	MO (%): 3,3	CO ₃ Ca (%): 30,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,0	Arena (%): 40	Limo (%): 35	Arcilla (%): 25

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,267	6,6	41,7	40,3	15.371	379	19,1	16,1	68,9
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,121	0,150	0,051	8,18	16,9	40,3	0,410	2,7	13,8

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-35	FECHA: 23 / 04/ 2002		
UTMx: 277870	UTMy: 4480111	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 72
NOMBRE PARCELA: Lo Bovalar	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (3-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de la carretera Benicarló-Calig.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Coliflor	CULTIVOS ALREDEDOR: Garroferas, citricos, huerta.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista, aproximadamente a 1 km	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,5	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,13	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,48	MO (%): 2,4	CO3Ca (%): 17,8	
CIC (cmolc(+)/kg): 18,2	Arena (%): 25	Limo (%): 45	Arcilla (%): 30

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,169	7,7	32,2	22,0	19.238	330	20,2	15,1	39,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,077	0,237	0,039	2,57	5,8	23,2	0,340	1,7	2,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-36		FECHA: 23 / 04/ 2002	
UTMx: 279198	UTMy: 4480964	ERROR (m): 4,1	ALTITUD (m): 67
NOMBRE PARCELA: Covatelles		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (3-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que va junto a autopista después del camino Calig-Benicarló.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Patatas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos, olivos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista, aproximadamente a 150 m	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,12	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,74	MO (%): 3,1	CO ₃ Ca (%): 20,2	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,3	Arena (%): 41	Limo (%): 35	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,284	6,5	30,6	33,8	17.414	388	19,3	18,5	53,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,111	0,261	0,067	7,01	18,9	37,9	0,419	2,9	8,6

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-37				FECHA: 24 / 04/ 2002
UTMx: 281091	UTMy: 4483459	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 62	
NOMBRE PARCELA: Puig de la Nau 1		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-1)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de carretera Vinaroz-Calig (CV-135).				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista, aproximadamente a 250 m	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,16
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,89	MO (%): 4,5	CO ₃ Ca (%): 17,6
CIC (cmolc(+)/kg): 20,6	Arena (%): 36	Limo (%): 37
		Arcilla (%): 27

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,286	7,4	34,1	39,4	21.979	425	20,8	14,2	81,9
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,144	0,384	0,083	8,35	17,0	68,6	0,567	2,5	20,9
Cultivo (en peso seco)	0,27	n.d.	0,44	7,8	50	25	1,56	n.d.	32,7
Cultivo (en peso fresco)	0,04	n.d.	0,07	1,24	8,0	4,0	0,25	n.d.	5,21

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-38				FECHA: 24 / 04/ 2002
UTMx: 279395	UTMy: 4483437	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 76	
NOMBRE PARCELA: Puig de la Nau 2		MUNICIPIO: Benicarló		HOJA: 571 (4-1)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de carretera Vinaroz-Calig (CV-135).				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Patatas	CULTIVOS ALREDEDOR: Huerta, algarrobos, cítricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,12	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,57	MO (%): 3,6	CO3Ca (%): 46,5	
CIC (cmolc+)/kg): 15,2	Arena (%): 35	Limo (%): 37	Arcilla (%): 28

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,198	7,2	38,6	25,4	12.327	320	17,5	14,2	63,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,072	0,212	0,040	3,63	9,0	38,7	0,213	1,5	15,2

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-39	FECHA: 24 / 04/ 2002		
UTMx: 738386	UTMy: 4507888	ERROR (m): 4,3	ALTITUD (m): 657
NOMBRE PARCELA: Hortells	MUNICIPIO: Villores	HOJA: 520 (1-4)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera Hortells-Forcall, junto a la misma carretera.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Todo abandonado. Poquísimas huertas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera Hortells-Forcall	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,12	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,58	MO (%): 3,5	CO ₃ Ca (%): 50,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,0	Arena (%): 23	Limo (%): 45	Arcilla (%): 32

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,165	6,2	29,5	25,3	16.407	310	16,1	27,0	66,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,055	0,377	0,057	2,17	29,9	31,8	0,279	3,4	6,3

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-40	FECHA: 15 / 10/ 2002		
UTMx: 263491	UTMy: 4499908	ERROR (m): 4,8	ALTITUD (m): 482
NOMBRE PARCELA: Mas del Coll	MUNICIPIO: Rosell	HOJA: 546 (1-2)	
LOCALIZACIÓN: Coger camino que sale de Rosell. Después al Mas del Coll.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA:	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Berenjenas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales y sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,13
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,52	MO (%): 3,7	CO3Ca (%): 41,5
CIC (cmolc(+)/kg): 16,4	Arena (%): 42	Limo (%): 37
		Arcilla (%): 21

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,401	11,0	28,8	61,9	22.164	472	22,8	27,3	115,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,128	0,188	0,061	13,14	23,3	43,4	0,450	3,7	21,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-41	FECHA: 15 / 10/ 2002		
UTMx: 285437	UTMy: 4484365	ERROR (m): 3,5	ALTITUD (m): 50
NOMBRE PARCELA: Ermita de San Gregorio	MUNICIPIO: Vinaroz	HOJA: 571 (4-1)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir del camino que pasa por Ermita de San Gregorio. Viviendas.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Multicultivo (Berenjenas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos y huerta pequeña.	SISTEMA RIEGO: Canalización de agua de pozo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Pueblo y carretera de la ermita.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,24	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,59	MO (%): 4,3	CO3Ca (%): 45,8	
CIC (cmolc+)/kg): 13,4	Arena (%): 45	Limo (%): 43	Arcilla (%): 12

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,262	6,9	17,1	71,9	9.961	293	13,1	46,7	118,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,125	0,140	0,118	16,16	39,1	32,2	0,310	9,8	29,6

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-42	FECHA: 15 / 10/ 2002		
UTMx: 279806	UTMy: 4482859	ERROR (m): 4,5	ALTITUD (m): 84
NOMBRE PARCELA: El Puig	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-1)	
LOCALIZACIÓN: Camino rural desde carretera Vinaroz-Cálig.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas (no se pudo tomar muestras)	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas, lechugas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,26	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,08	MO (%): 2,9	CO3Ca (%): 34,8	
CIC (cmolc+)/kg): 16,0	Arena (%): 36	Limo (%): 38	Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,246	10,8	31,7	32,5	20.249	463	23,9	20,4	83,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,086	0,351	0,058	5,82	20,5	55,5	0,435	2,9	15,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-43	FECHA: 15 / 10/ 2002		
UTMx: 281648	UTMy: 4480395	ERROR (m): 4,5	ALTITUD (m): 38
NOMBRE PARCELA: La Vallesa	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de Camí de Uldecona cerca de Vinaroz.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Lechugas, cítricos, alcachofas.	SISTEMA RIEGO: Goteo que parte del canal
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera comarcal (Camí uldecona) y ferrocarril.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,6	pH (KCl): 7,1	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,48
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,70	MO (%): 4,2	CO ₃ Ca (%): 40,0
CIC (cmolc(+)/kg): 18,0	Arena (%): 36	Limo (%): 41
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,355	9,4	27,4	42,4	17.251	503	20,8	24,1	112,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,121	0,150	0,064	8,46	28,1	54,0	0,696	4,8	29,4
Cultivo (en peso seco)	0,41	n.d.	3,25	9,1	86	20	0,72	0,25	32,1
Cultivo (en peso fresco)	0,07	n.d.	0,52	1,4	13,8	3,3	0,11	0,04	5,11

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-44		FECHA: 15 / 10/ 2002	
UTMx: 280953	UTMy: 4481999	ERROR (m): 4,5	ALTITUD (m): 50
NOMBRE PARCELA: Mas de Cardona		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede entre camino de Uildecona y camino dels Moliners.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas (no se pudo tomar muestras)	CULTIVOS ALREDEDOR: Algarrobos, cítricos, abandonado.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,57	MO (%): 2,8	CO3Ca (%): 49,0	
CIC (cmolc+)/kg): 14,6	Arena (%): 43	Limo (%): 37	Arcilla (%): 20

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,217	8,8	28,3	29,3	15.041	367	19,3	14,5	69,3
Extrafble con EDTA (Suelo)	0,070	0,178	0,051	3,82	13,9	33,3	0,335	1,7	12,9

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-45	FECHA: 17 / 10/ 2002		
UTMx: 732319	UTMy: 4446635	ERROR (m): 7,6	ALTITUD (m): 418
NOMBRE PARCELA: La Solana	MUNICIPIO: Lucena del Cid	HOJA: 615 (3-1)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera que baja al río y sale del pueblo.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Muy difícil
CULTIVO: Multicultivo (Calabazas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales y huerta.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,21	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,35	MO (%): 5,9	CO ₃ Ca (%): 29,2	
CIC (cmolc(+)/kg): 20,5	Arena (%): 52	Limo (%): 30	Arcilla (%): 18

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,373	6,9	20,0	27,9	14.354	417	16,0	48,9	101,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,118	0,275	0,073	2,01	31,8	59,9	0,198	12,3	15,6

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-46		FECHA: 17 / 10/ 2002	
UTMx: 734998	UTMy: 4444990	ERROR (m): 3,8	ALTITUD (m): 353
NOMBRE PARCELA: Molí Vell		MUNICIPIO: Figueroles	HOJA: 615 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera Lucena-Figueroles.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Berenjenas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, abandonado.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera comarcal a menos de 100 mts.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,36	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,35	MO (%): 3,5	CO3Ca (%): 34,1	
CIC (cmolc+)/kg): 14,7	Arena (%): 40	Limo (%): 38	Arcilla (%): 22

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,342	8,5	25,9	40,7	16.797	335	20,0	49,8	79,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,120	0,302	0,057	7,20	14,8	37,3	0,220	10,1	6,8

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-47	FECHA: 17 / 10/ 2002		
UTMx: 737798	UTMy: 4442274	ERROR (m): 6,2	ALTITUD (m): 287
NOMBRE PARCELA: Mas del Molí	MUNICIPIO: L'Alcora	HOJA: 615 (4-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que lleva al pantano de L'Alcora y luego por carretera hasta el Mas del Molí.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Patatas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, huerta y parcelas abandonadas.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA: Fábricas de cerámica, aunque alejadas.	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,5	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,79	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,91	MO (%): 4,7	CO3Ca (%): 29,3	
CIC (cmolc+)/kg): 19,6	Arena (%): 47	Limo (%): 18	Arcilla (%): 35

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,345	8,4	28,1	47,4	18.835	548	21,5	94,7	84,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,111	0,229	0,045	6,78	16,7	53,1	0,229	19,1	10,8

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-48		FECHA: 17 / 10/ 2002	
UTMx: 245290	UTMy: 4433153	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 13
NOMBRE PARCELA: Era de Panxeta		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 616 (3-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede por caminos rurales desde la N-340.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Cacahuetses y calabazas	CULTIVOS ALREDEDOR: Algunas parcelas de huerta	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Chalets y caminos con poco tráfico.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 1,16	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,82	MO (%): 3,2	CO3Ca (%): 30,9	
CIC (cmolc(+)/kg): 19,3	Arena (%): 4	Limo (%): 51	Arcilla (%): 45

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,353	12,1	37,8	27,2	26.119	518	28,5	32,8	81,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,118	0,175	0,048	3,09	31,8	49,1	0,459	6,7	3,9

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-49		FECHA: 17 / 10/ 2002	
UTMx: 245175	UTMy: 4432761	ERROR (m): 3,8	ALTITUD (m): 20
NOMBRE PARCELA: La Mota		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 616 (3-4)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carreteras por el Grao de Castellón.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Lechuga	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales y huerta	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Casas.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,69
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,45	MO (%): 3,1	CO3Ca (%): 26,8
CIC (cmolc(+)/kg): 19,5	Arena (%): 3	Limo (%): 46
		Arcilla (%): 51

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,374	13,5	40,7	33,2	28.668	451	32,7	43,6	105,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,129	0,189	0,048	4,14	34,0	34,5	0,543	8,7	8,1
Cultivo (en peso seco)	0,48	0,24	2,17	13,5	555	28	0,78	1,66	37,9
Cultivo (en peso fresco)	0,03	0,01	0,13	0,79	32	1,6	0,05	0,10	2,20

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-50		FECHA: 17 / 10/ 2002	
UTMx: 744768	UTMy: 4409076	ERROR (m): 4,2	ALTITUD (m): 20
NOMBRE PARCELA:		MUNICIPIO: Moncofar	HOJA: 669 (1-1)
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino a la derecha desde carretera Moncofar. Playa de Moncofar.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos. Pardos con cantos	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Camino y edificios	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,49	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,89	MO (%): 2,5	CO3Ca (%): 18,4	
CIC (cmolc(+)/kg): 12,0	Arena (%): 27	Limo (%): 52	Arcilla (%): 21

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,199	10,9	29,8	43,7	20.756	590	21,9	33,5	49,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,078	0,179	0,080	8,95	25,7	59,5	0,427	8,6	5,1

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-51	FECHA: 31 / 10/ 2002		
UTMx: 279770	UTMy: 4475293	ERROR (m): 3,2	ALTITUD (m): 18
NOMBRE PARCELA: Les Merceres	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera que sale de N-340 antes de Benicarló (fábrica alta) hasta el mar.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Col	CULTIVOS ALREDEDOR: Cebollas, acelgas y alcachofas.	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera bastante transitada y camping Los Pinos.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,48	MO (%): 4,1	CO3Ca (%): 18,3	
CIC (cmolc(+)/kg): 20,2	Arena (%): 32	Limo (%): 44	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,719	9,4	33,5	44,4	21.361	556	23,8	40,9	106,5
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,255	0,375	0,111	6,96	22,6	59,5	0,827	7,2	18,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-52				FECHA: 31 / 10 / 2002
UTMx: 279675	UTMy: 4474956	ERROR (m): 3,7	ALTITUD (m): 25	
NOMBRE PARCELA: La Mesquita		MUNICIPIO: Benicarló		HOJA: 571 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera Benicarló-Peñíscola. Coger camino la Volta y Camí Atmelers.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar, naranjos, vivero naranjos, alcachofas	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Camino asfaltado	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,25	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,81	MO (%): 2,5	CO3Ca (%): 12,9	
CIC (cmolc+)/kg): 16,6	Arena (%): 28	Limo (%): 47	Arcilla (%): 25

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,464	8,6	31,3	42,8	20.030	439	21,6	22,3	82,0
Extrafble con EDTA (Suelo)	0,208	0,261	0,099	10,35	34,3	44,2	0,754	4,7	13,9
Cultivo (en peso seco)	0,12	n.d.	0,48	10,7	50	13	0,66	n.d.	53,4
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,09	1,92	9,0	2,4	0,12	n.d.	9,59

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-53		FECHA: 31 / 10 / 2002	
UTMx: 278748	UTMy: 4475148	ERROR (m): 4,1	ALTITUD (m): 25
NOMBRE PARCELA: Los Vitarojos		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (3-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por Camí de Vilarojos.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Olivos, col, cítricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera. Casa al fondo.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,37
CE extracto pasta saturada (dS/m): 2,57	MO (%): 3,3	CO ₃ Ca (%): 10,8
CIC (cmolc(+)/kg): 18,9	Arena (%): 26	Limo (%): 44
		Arcilla (%): 30

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,273	9,2	34,2	33,7	22.572	402	23,6	28,5	98,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,133	0,358	0,098	8,24	42,6	56,7	0,684	7,3	23,2
Cultivo (en peso seco)	0,13	n.d.	0,38	9,4	52	20	0,66	n.d.	51,5
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,06	1,50	8,3	3,3	0,11	n.d.	8,26

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-54		FECHA: 31 / 10 / 2002	
UTMx: 740728	UTMy: 4405359	ERROR (m): 4,2	ALTITUD (m): 15
NOMBRE PARCELA: La Rapita		MUNICIPIO: La Llosa	HOJA: 668 (4-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de Xilxes cruzando puente (tren, autopista).			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Pimientos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Marjal, cítricos.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Autopista y tren lejos	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,7	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,70	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 6,26	MO (%): 5,3	CO3Ca (%): 28,4	
CIC (cmolc+)/kg): 29,8	Arena (%): 7	Limo (%): 48	Arcilla (%): 45

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,545	11,8	39,3	33,1	23.054	474	27,2	50,4	81,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,192	0,124	0,065	3,63	53,4	36,0	1,015	7,0	5,0

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-55	FECHA: 31 / 10 / 2002		
UTMx: 740004	UTMy: 4403762	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 27
NOMBRE PARCELA: La Taiola	MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de camino rodeando la muntanyeta del Sit por el sur.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos pardos con cantos	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Sin cultivar	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos, alfalfa.	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Granja	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,66	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,06	MO (%): 3,9	CO ₃ Ca (%): 57,1	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,0	Arena (%): 25	Limo (%): 45	Arcilla (%): 30

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,354	5,6	21,3	31,2	10.485	383	11,9	28,4	50,1
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,169	0,284	0,061	4,31	78,6	38,3	0,489	3,4	9,2

FOTOGRAFÍA

Fotografía no disponible.

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-56	FECHA: 31 / 10 / 2002		
UTMx: 739885	UTMy: 4403143	ERROR (m): 3,9	ALTITUD (m): 25
NOMBRE PARCELA: El Puntarró	MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que va por al lado de la montaña junto a autopista.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos pardos con cantos	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Berenjenas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos, huerta	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,8	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,55	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 5,14	MO (%): 4,1	CO ₃ Ca (%): 57,6	
CIC (cmolc(+)/kg): 17,9	Arena (%): 28	Limo (%): 43	Arcilla (%): 29

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,152	5,3	22,4	23,2	10.461	242	11,5	21,9	32,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,069	0,125	0,078	2,22	75,5	20,7	0,405	4,4	4,7

FOTOGRAFÍA

Fotografía no disponible.

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-57	FECHA: 31 / 10 / 2002		
UTMx: 740214	UTMy: 4401396	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 17
NOMBRE PARCELA:	MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede desde asagador de Benavites andando. Hemos dejado el coche en el camino.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Lechugas	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar mayoritariamente, abandonado	SISTEMA RIEGO: Microaspersión
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Camino asfaltado y acequia.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,9	CE extracto 1:5 (dS/m): 3,24	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 8,84	MO (%): 5,7	CO3Ca (%): 60,3	
CIC (cmolc(+)/kg): 24,3	Arena (%): 24	Limo (%): 67	Arcilla (%): 9

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,259	7,0	26,7	35,0	12.735	593	14,8	32,2	58,9
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,130	0,085	0,076	4,38	73,8	37,1	0,597	4,2	9,6
Cultivo (en peso seco)	0,50	n.d.	0,71	19,7	91	30	0,29	0,74	30,0
Cultivo (en peso fresco)	0,07	n.d.	0,09	2,58	12	3,9	0,04	0,10	3,93

FOTOGRAFÍA

Fotografía no disponible.

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-58				FECHA: 10 / 07 / 2003
UTMx: 740603	UTMy: 4401991	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 9	
NOMBRE PARCELA: Calomoix		MUNICIPIO: Almenara		HOJA: 668 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de Almenara. Camino vallado.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Sandía	CULTIVOS ALREDEDOR:	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 3,72
CE extracto pasta saturada (dS/m): 10,53	MO (%): 8,8	CO ₃ Ca (%): 63,5
CIC (cmolc(+)/kg): 30,4	Arena (%): 28	Limo (%): 53
		Arcilla (%): 19

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,105	3,7	21,3	73,9	6.179	285	7,4	20,8	56,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,114	0,117	0,048	9,74	64,9	17,0	0,737	2,9	11,6

FOTOGRAFÍA

Fotografía no disponible.

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-59		FECHA: 05 / 11 / 2002
UTMx: 713505	UTMy: 4422370	ERROR (m): 3,9
NOMBRE PARCELA: La mangueta		ALTITUD (m): 516
MUNICIPIO: Gaibiel		HOJA: 640 (1-2)
LOCALIZACIÓN: Se baja por camino en pendiente que sale de CV-212		

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Dolomías, margas y arcillas, calizas	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Acelgas	CULTIVOS ALREDEDOR: Multicultivo, abandonado	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera a lo lejos	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,30
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,73	MO (%): 4,2	CO ₃ Ca (%): 28,4
CIC (cmolc(+)/kg): 18,7	Arena (%): 35	Limo (%): 39
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,277	8,3	25,5	36,3	18.085	539	21,0	55,7	61,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,104	0,151	0,044	4,68	19,7	39,9	0,393	14,1	11,4
Cultivo (en peso seco)	0,26	n.d.	0,84	12,5	174	38	0,51	1,22	38,0
Cultivo (en peso fresco)	0,06	n.d.	0,19	2,84	40	8,7	0,12	0,28	8,64

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-60	FECHA: 03 / 04 / 2003		
UTMx: 711508	UTMy: 4438656	ERROR (m): 4,7	ALTITUD (m): 457
NOMBRE PARCELA: La Casilla	MUNICIPIO: Montanejos	HOJA: 615 (1-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera empinada que sale de la carretera Montanejos-Zucaina.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 2-5%	LITOLOGIA: Calizas dolomíticas, dolomías, calizas, yesos y calizas y dolomías arcillosas	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Ajos tiernos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Multicultivos y frutales	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Población a 250 metros	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,3	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,24
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,60	MO (%): 7,7	CO3Ca (%): 34,5
CIC (cmolc+)/kg): 22,4	Arena (%): 39	Limo (%): 38
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,374	8,8	24,5	51,1	16.820	315	25,7	23,2	88,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,091	0,470	0,077	8,96	36,9	43,8	0,444	4,6	12,3

FOTOGRAFÍA

Fotografía no disponible.

PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-61	FECHA: 03 / 04 / 2003		
UTMx: 723479	UTMy: 4443270	ERROR (m): 7,0	ALTITUD (m): 471
NOMBRE PARCELA: Giraba	MUNICIPIO: Ludiente		HOJA: 615 (2-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por el primer camino que sale de la CV-194 después del desvío a Giraba, viniendo de Ludiente.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%, abanclado	LITOLOGIA: Calizas y oolitas ferruginosas	ACCESIBILIDAD: Muy difícil
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Frutales, en algunos campos además hay hortalizas	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

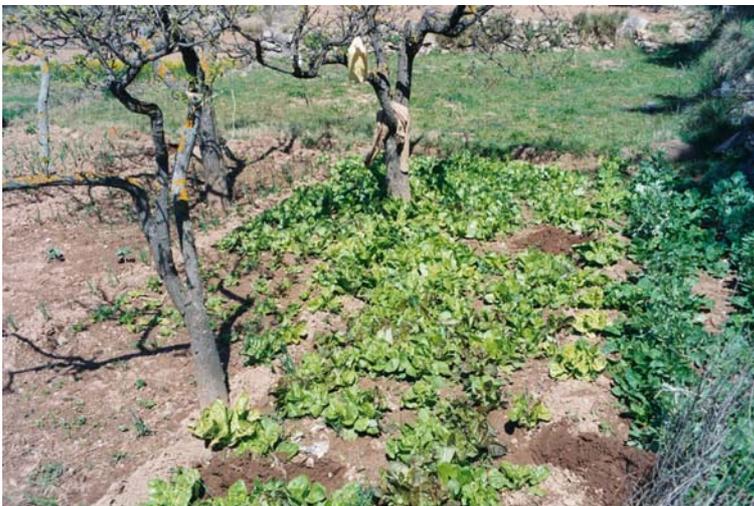
Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,15	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,88	MO (%): 3,6	CO3Ca (%): 42,5	
CIC (cmolc+)/kg): 16,3	Arena (%): 36	Limo (%): 40	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,585	6,8	22,3	29,6	14.155	335	16,3	24,1	89,4
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,077	0,246	0,070	3,64	26,4	26,8	0,288	3,1	8,3
Cultivo (en peso seco)	0,17	n.d.	0,79	16,0	185	59	0,38	1,55	41,4
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,09	1,89	22	7,0	0,04	0,18	4,89

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-62		FECHA: 03 / 04 / 2003	
UTMx: 737756	UTMy: 4439390	ERROR (m): 4,6	ALTITUD (m): 272
NOMBRE PARCELA: La Llama		MUNICIPIO: L'Alcora	HOJA: 615 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera L'Alcora-Onda. En rotonda entrar hacia L'Alcora y campos a mano izquierda.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Acelgas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Población cerca	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,9	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,43
CE extracto pasta saturada (dS/m): 3,26	MO (%): 3,4	CO ₃ Ca (%): 36,1
CIC (cmolc(+)/kg): 18,0	Arena (%): 31	Limo (%): 45
		Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,715	7,9	24,7	44,8	13.992	326	17,0	344,9	114,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,073	0,121	0,048	4,71	11,1	17,4	0,210	76,2	12,5
Cultivo (en peso seco)	0,24	n.d.	0,85	10,1	156	44	0,43	5,23	43,5
Cultivo (en peso fresco)	0,04	n.d.	0,14	1,70	26	7,4	0,07	0,88	7,29

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-63	FECHA: 03 / 04 / 2003		
UTMx: 737961	UTMy: 4439132	ERROR (m): 3,8	ALTITUD (m): 261
NOMBRE PARCELA:	MUNICIPIO: L'Alcora	HOJA: 615 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera L'Alcora-Onda. En rotonda entrar hacia L'Alcora y campos a mano izquierda.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Arena, arcilla y grava.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Alcachofas)	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Población cerca	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,35	MO (%): 4,5	CO ₃ Ca (%): 42,4
CIC (cmolc(+)/kg): 19,2	Arena (%): 34	Limo (%): 46
		Arcilla (%): 20

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,514	7,8	24,9	36,7	13.671	310	17,1	1.028,4	256,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,124	0,131	0,054	2,65	10,5	16,1	0,326	252,7	42,1
Cultivo (en peso seco)	0,13	n.d.	0,37	7,1	51	19	0,31	0,26	54,2
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,06	1,22	8,8	3,3	0,05	0,05	9,36

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-64		FECHA: 03 / 04 / 2003	
UTMx: 754489	UTMy: 4431501	ERROR (m): 6,9	ALTITUD (m): 20
NOMBRE PARCELA: Castellón		MUNICIPIO: Castellón	HOJA: 641 (2-1)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que viene del Grao, por zona con fábrica blanca enorme.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA:	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos y Alcachofa	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Carretera, ciudad	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Sí	TIPO INDUSTRIA: Cerámica a 300 metros	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,48	MO (%): 2,6	CO ₃ Ca (%): 25,1
CIC (cmolc(+)/kg): 15,5	Arena (%): 38	Limo (%): 35
		Arcilla (%): 27

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,393	8,9	28,9	40,4	20.435	353	24,4	63,5	131,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,114	0,174	0,054	4,22	16,9	24,6	0,412	15,2	18,2
Cultivo (en peso seco)	0,16	n.d.	0,43	11,7	61	28	0,91	n.d.	79,4
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,06	1,65	8,6	3,9	0,13	n.d.	11,20

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-65		FECHA: 03 / 04 / 2003	
UTMx: 749338	UTMy: 4426307	ERROR (m): 5,2	ALTITUD (m): 54
NOMBRE PARCELA: Tren		MUNICIPIO: Vila Real	HOJA: 641 (2-2)
LOCALIZACIÓN: Después de pasar Vila-Real hemos cogido un camino paralelo a la nacional.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA:	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Multicultivo (Ajos tiernos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Tren, fábricas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Sí	TIPO INDUSTRIA: Cerámicas (Pamesa y otra más cerca)	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,20	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,97	MO (%): 2,9	CO3Ca (%): 25,2	
CIC (cmolc+)/kg): 14,7	Arena (%): 37	Limo (%): 39	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,418	6,9	24,2	56,4	15.710	303	19,7	46,8	119,6
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,179	0,238	0,056	10,33	18,2	25,8	0,391	9,8	16,0

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-66	FECHA: 03 / 04 / 2003		
UTMx: 752917	UTMy: 4420010	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 6
NOMBRE PARCELA: El Calamó	MUNICIPIO: Burriana	HOJA: 641 (2-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede desde carretera que va por al lado de chalets desde playa.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos	ACCESIBILIDAD: Regular
CULTIVO: Sin cultivar (al lado algo en plástico)	CULTIVOS ALREDEDOR: Ninguno	SISTEMA RIEGO: A goteo (plástico) y a manta el resto
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Casa-almacén posible maquinaria	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,22	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,08	MO (%): 2,2	CO3Ca (%): 20,8	
CIC (cmolc+)/kg): 14,1	Arena (%): 19	Limo (%): 42	Arcilla (%): 39

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,094	11,0	35,7	34,6	26.397	464	27,6	18,0	59,4
Extrafble con EDTA (Suelo)	0,032	0,403	0,115	6,18	49,6	50,9	0,479	3,2	3,5

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-67				FECHA: 23 / 04 / 03
UTMx: 739613	UTMy: 4402016	ERROR (m): 4,4	ALTITUD (m): 0	
NOMBRE PARCELA: El Racó		MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 668 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por N-340, estación de ferrocarril (Almenara). Pasar por debajo de autopista y seguir caminos. Camino cerrado donde está la parcela, hay que ir andando.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Albufera (limos negros)	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Acelgas, aunque solamente una fila	CULTIVOS ALREDEDOR: Naranjos (en mal estado), parcelas sin cultivar y unas con plástico (melones)	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Camino	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,8	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 2,61
CE extracto pasta saturada (dS/m): 5,30	MO (%): 7,2	CO ₃ Ca (%): 44,1
CIC (cmolc(+)/kg): 30,0	Arena (%): 14	Limo (%): 48
		Arcilla (%): 38

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,524	8,1	52,5	36,8	20.150	619	20,6	31,1	65,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,130	0,121	0,053	3,22	65,3	40,0	0,671	4,9	5,5
Cultivo (en peso seco)	0,60	n.d.	0,55	12,8	113	31	0,30	0,82	31,7
Cultivo (en peso fresco)	0,09	n.d.	0,08	1,95	17	4,7	0,05	0,12	4,80

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-68				FECHA: 23 / 04 / 03
UTMx: 744285	UTMy: 4408519	ERROR (m): 4,2	ALTITUD (m): 13	
NOMBRE PARCELA: El Bovalar		MUNICIPIO: Almenara	HOJA: 669 (1-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede a partir de carretera que va paralela a la playa. Antes de cruzar el puente.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Limos pardos con cantos	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Patata	CULTIVOS ALREDEDOR: Cítricos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Chalets y carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7,5	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,56
CE extracto pasta saturada (dS/m): 4,74	MO (%): 2,7	CO ₃ Ca (%): 12,3
CIC (cmolc+)/kg): 10,4	Arena (%): 47	Limo (%): 38
		Arcilla (%): 15

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,353	7,1	204,4	37,2	17.180	431	18,2	28,4	75,3
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,105	0,154	0,825	7,63	43,6	33,9	0,639	8,2	19,3

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-69	FECHA: 24 / 04 / 03		
UTMx: 276296	UTMy: 4474953	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 63
NOMBRE PARCELA: La Punta de la Serra	MUNICIPIO: Peñíscola	HOJA: 571 (3-3)	
LOCALIZACIÓN: Salida Benicarló A-7, coger carretera dirección Peñíscola y camino que va al lado de la autopista.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Lechugas de la cosecha anterior	CULTIVOS ALREDEDOR: Lechugas, algarrobos y olivos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Autopista (A-7) y carretera al otro lado de la parcela	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,17
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,70	MO (%): 2,3	CO ₃ Ca (%): 19,1
CIC (cmolc(+)/kg): 15,6	Arena (%): 23	Limo (%): 51
		Arcilla (%): 26

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,151	7,5	35,7	26,9	19.471	399	23,1	12,3	86,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,058	0,156	0,049	3,12	10,6	22,3	0,522	1,8	11,3
Cultivo (en peso seco)	0,27	0,24	0,80	7,5	198	43	0,53	0,53	30,4
Cultivo (en peso fresco)	0,06	0,05	0,18	1,65	44	9,5	0,12	0,12	6,71

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-70	FECHA: 24 / 04 / 03		
UTMx: 278256	UTMy: 4476134	ERROR (m): 5,3	ALTITUD (m): 31
NOMBRE PARCELA: Les Sorlines		MUNICIPIO: Peñíscola	HOJA: 571 (3-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera sin asfaltar (en el mapa aparece como blanca y ancha) y queda justo detrás de una casa blanca con naranjos al lado junto a carretera.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas, multicultivo, algarrobo	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Sí	TIPO INDUSTRIA: Industria a 300 metros	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,14
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,70	MO (%): 2,9	CO3Ca (%): 15,7
CIC (cmolc+)/kg): 16,1	Arena (%): 41	Limo (%): 37
		Arcilla (%): 22

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,746	7,2	40,9	59,7	18.787	498	21,6	18,5	164,5
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,147	0,119	0,096	9,83	28,5	25,2	0,538	2,9	30,8
Cultivo (en peso seco)	0,18	n.d.	0,37	10,1	55	24	0,48	0,27	43,8
Cultivo (en peso fresco)	0,03	n.d.	0,06	1,54	8,4	3,6	0,07	0,04	6,69

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-71				FECHA: 24 / 04 / 03
UTMx: 280010	UTMy: 4474643	ERROR (m): 4,9	ALTITUD (m): 4	
NOMBRE PARCELA:		MUNICIPIO: Peñíscola	HOJA: 571 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Caminos paralelos a la playa.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofas, naranjos	SISTEMA RIEGO:
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Casas y carretera pequeña, pero probablemente transitada en verano.	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,4	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,14
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,76	MO (%): 2,9	CO ₃ Ca (%): 10,6
CIC (cmolc(+)/kg): 16,6	Arena (%): 33	Limo (%): 44
		Arcilla (%): 23

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,407	6,1	29,3	41,4	17.281	400	18,2	31,5	85,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,143	0,299	0,098	8,36	18,6	31,6	0,686	7,3	12,9
Cultivo (en peso seco)	0,21	n.d.	0,39	11,0	45	19	0,97	0,44	37,5
Cultivo (en peso fresco)	0,03	n.d.	0,06	1,84	7,5	3,2	0,16	0,07	6,27

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-72		FECHA: 24 / 04 / 03	
UTMx: 280556	UTMy: 4475764	ERROR (m): 3,6	ALTITUD (m): 16
NOMBRE PARCELA: Papa del Mar		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que pasa por Hotel Peñiscola (4*) se llega a cruce y girar a mano izquierda.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Ajos tiernos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Muy poca huerta, un campo de alcachofas	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Camping, hotel, turismo en general, carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,6	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,12	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,61	MO (%): 2,7	CO3Ca (%): 24,8	
CIC (cmolc+)/kg): 16,7	Arena (%): 27	Limo (%): 66	Arcilla (%): 7

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,659	6,8	29,6	28,3	16.920	389	19,2	41,4	76,4
Extrafble con EDTA (Suelo)	0,154	0,258	0,062	4,19	12,8	26,3	0,537	8,2	8,6

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-73	FECHA: 24 / 04 / 03		
UTMx: 280298	UTMy: 4476610	ERROR (m): 3,7	ALTITUD (m): 18
NOMBRE PARCELA:	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (4-3)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino en el que está el instituto.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Coliflor	CULTIVOS ALREDEDOR: Coliflor, alcachofas, naranjas	SISTEMA RIEGO: Goteo
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,2	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,16	
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,84	MO (%): 3,6	CO3Ca (%): 38,0	
CIC (cmolc+)/kg): 17,0	Arena (%): 30	Limo (%): 46	Arcilla (%): 24

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,873	7,1	28,6	39,7	15.527	375	19,3	53,0	99,9
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,168	0,270	0,054	6,60	14,3	26,0	0,603	12,4	16,7

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-74	FECHA: 24 / 04 / 03		
UTMx: 279434	UTMy: 4478854	ERROR (m): 3,4	ALTITUD (m): 44
NOMBRE PARCELA: Clotals	MUNICIPIO: Beincarló	HOJA: 571 (4-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que pasa por el polideportivo de Beincarló. Punto al lado de carretera.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Lechugas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alubias, lechuga, sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Casas, invernaderos, carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,0	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,23
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,69	MO (%): 4,1	CO ₃ Ca (%): 38,2
CIC (cmolc(+)/kg): 16,8	Arena (%): 35	Limo (%): 43
		Arcilla (%): 22

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,843	6,8	29,4	40,1	15.600	376	19,0	52,7	99,2
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,171	0,145	0,063	5,95	14,4	26,5	0,444	10,7	14,1
Cultivo (en peso seco)	0,17	n.d.	0,42	18,4	95	47	1,11	0,31	82,9
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,05	2,10	11	5,4	0,13	0,04	9,49

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-75	FECHA: 24 / 04 / 03		
UTMx: 277359	UTMy: 4479645	ERROR (m): 4,0	ALTITUD (m): 76
NOMBRE PARCELA: Lo Bovalar	MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (3-2)	
LOCALIZACIÓN: Se accede por camino que sale de Benicarló hacia Campo de Fútbol, luego bajo vías del tren. Todo recto, hay que pasar la autopista y seguir cerca de la montaña.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2 % (abancalado)	LITOLÓGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Muy buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Olivos, algarrobos y naranjos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Camino asfaltado, poco transitado	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,1	pH (KCl): 7,5	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,17
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,07	MO (%): 2,4	CO3Ca (%): 14,3
CIC (cmolc+)/kg): 18,2	Arena (%): 28	Limo (%): 47
		Arcilla (%): 25

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,273	7,9	34,1	28,3	19.656	344	22,1	14,4	74,7
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,061	0,141	0,045	5,66	9,5	24,8	0,380	2,1	15,4
Cultivo (en peso seco)	0,14	n.d.	0,37	11,0	44	20	0,64	n.d.	43,1
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,05	1,44	5,8	2,6	0,08	n.d.	5,65

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-76		FECHA: 24 / 04 / 03	
UTMx: 278588	UTMy: 4478266	ERROR (m): 3,2	ALTITUD (m): 38
NOMBRE PARCELA: Marqués de Benicarló		MUNICIPIO: Benicarló	HOJA: 571 (3-2)
LOCALIZACIÓN: Se accede por carretera que pasa por polideportivo de Benicarló y por carretera al lado de autopista.			

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Conglomerados, gravas, arenas y arcillas.	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Alcachofas	CULTIVOS ALREDEDOR: Alcachofa, coliflor, algarrobo, olivos	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Sí	TIPO IMPACTO: Casas de campo, cables de la luz	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,3	pH (KCl): 7,7	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,16
CE extracto pasta saturada (dS/m): 0,94	MO (%): 2,8	CO ₃ Ca (%): 47,6
CIC (cmolc+)/kg: 14,4	Arena (%): 31	Limo (%): 48
		Arcilla (%): 21

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
"Pseudo-total" (Suelo)	0,556	5,6	24,2	20,3	13.240	327	16,4	13,0	58,0
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,051	0,100	0,048	2,00	9,0	15,8	0,245	1,5	6,7
Cultivo (en peso seco)	0,10	n.d.	0,36	9,3	41	23	0,63	n.d.	45,9
Cultivo (en peso fresco)	0,02	n.d.	0,06	1,59	7,0	3,8	0,11	n.d.	7,81

FOTOGRAFÍA



PARCELAS DE MUESTREO

Identificación

MUESTRA: MPC-77				FECHA: 24 / 04 / 03
UTMx: 739276	UTMy: 4512990	ERROR (m): 5,1	ALTITUD (m): 622	
NOMBRE PARCELA: Zorita		MUNICIPIO: Zorita del Maestrazgo		HOJA: 520 (1-3)
LOCALIZACIÓN: Se accede por pista que sale de la carretera antes del puente del Bergantes.				

Descripción de la Parcela

PENDIENTE: 0-2%	LITOLOGIA: Aluvial	ACCESIBILIDAD: Buena
CULTIVO: Multicultivo (Ajos tiernos)	CULTIVOS ALREDEDOR: Sin cultivar	SISTEMA RIEGO: A manta
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No	TIPO IMPACTO:	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA:	

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8,4	pH (KCl): 7,9	CE extracto 1:5 (dS/m): 0,22
CE extracto pasta saturada (dS/m): 1,63	MO (%): 1,9	CO ₃ Ca (%): 52,0
CIC (cmolc(+)/kg): 7,5	Arena (%): 63	Limo (%): 25
		Arcilla (%): 12

Contenidos de Metales Pesados (mg/kg)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
“Pseudo-total” (Suelo)	0,539	5,9	20,1	27,4	14.052	351	14,2	14,4	67,8
Extraíble con EDTA (Suelo)	0,032	0,348	0,086	3,96	30,7	19,0	0,380	1,5	8,6

FOTOGRAFÍA



ANEXO II

Tabla A.1.- Características y propiedades edáficas en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	pH agua	pH KCl	C.E. Ext	dS/m Pasta	M.O. %	CA %	C.I.C. cmol_c(+) /Kg	Arena %	Limo %	Arcilla %
MPC-01	8,2	7,6	0,30	1,99	5,0	28,9	18,3	37	28	35
MPC-02	7,7	7,5	0,26	1,95	6,3	36,5	19,3	37	40	23
MPC-03	7,9	7,3	0,28	1,98	5,3	16,3	21,6	35	20	45
MPC-04	7,9	7,5	0,47	3,07	6,2	27,4	18,3	33	41	26
MPC-05	8,4	7,7	0,13	0,81	2,8	28,1	13,3	52	28	20
MPC-06	8,2	7,5	0,19	1,69	3,0	42,9	14,4	38	39	23
MPC-07	7,9	7,6	0,38	2,83	6,3	28,9	22,7	41	30	29
MPC-08	8,0	7,5	0,33	2,89	6,0	34,0	22,0	55	27	18
MPC-09	8,4	7,6	0,16	0,82	4,8	37,3	21,1	36	38	26
MPC-10	8,4	7,8	0,22	1,54	3,1	32,5	16,7	45	33	22
MPC-11	7,8	7,4	0,52	3,26	9,9	38,3	30,1	26	44	30
MPC-12	8,0	7,5	0,44	3,09	4,4	31,9	20,1	8	37	55
MPC-13	8,3	7,7	0,14	1,15	3,3	31,4	12,3	43	42	15
MPC-14	8,3	7,7	0,25	1,25	2,8	19,0	17,6	17	37	46
MPC-15	8,2	7,5	0,45	2,19	9,7	37,4	31,0	16	43	41
MPC-16	8,5	7,9	0,23	1,73	1,8	26,8	13,8	31	39	30
MPC-17	8,3	7,8	0,10	0,90	1,8	34,2	3,4	93	3	4
MPC-18	7,8	7,6	2,33	5,94	10,2	65,7	27,2	28	64	8
MPC-19	8,1	7,8	2,13	4,07	9,3	53,2	29,0	25	68	7
MPC-20	8,0	7,6	1,28	4,47	6,1	44,4	24,8	13	55	32
MPC-21	7,9	7,5	2,27	4,05	8,4	23,0	39,6	5	50	45
MPC-22	8,4	7,6	0,17	0,97	4,2	35,1	15,6	37	40	23
MPC-23	8,3	7,4	0,09	0,40	2,2	10,9	17,8	18	47	35
MPC-24	8,0	7,3	0,16	0,91	4,2	14,9	19,8	28	48	24
MPC-25	8,2	7,4	0,22	1,26	6,6	8,8	22,2	20	54	26
MPC-26	8,2	7,6	0,13	1,05	2,1	52,4	9,9	56	24	20
MPC-27	8,0	7,4	0,17	1,23	4,3	44,5	15,3	33	48	19
MPC-28	8,4	7,5	0,14	0,96	2,1	27,5	15,8	28	49	23
MPC-29	8,3	7,6	0,18	1,39	3,2	45,5	13,3	28	53	19
MPC-30	8,4	7,7	0,13	0,96	2,0	40,0	10,8	40	35	25
MPC-31	7,9	7,3	0,25	1,53	3,7	21,1	18,1	30	44	26
MPC-32	7,9	7,3	0,18	1,04	3,6	22,1	16,8	35	42	23
MPC-33	8,3	7,5	0,12	0,79	4,4	39,4	17,6	43	33	24
MPC-34	8,3	7,5	0,11	0,48	3,3	30,9	17,0	40	35	25
MPC-35	8,5	7,4	0,13	0,48	2,4	17,8	18,2	25	45	30
MPC-36	8,1	7,4	0,12	0,74	3,1	20,2	17,3	41	35	24
MPC-37	8,2	7,5	0,16	0,89	4,5	17,6	20,6	36	37	27
MPC-38	8,2	7,6	0,12	0,57	3,6	46,5	15,2	35	37	28
MPC-39	8,3	7,6	0,12	0,58	3,5	50,9	17,0	23	45	32
MPC-40	8,4	7,4	0,13	0,52	3,7	41,5	16,4	42	37	21
MPC-41	8,2	7,5	0,24	1,59	4,3	45,8	13,4	45	43	12
MPC-42	8,2	7,4	0,26	2,08	2,9	34,8	16,0	36	38	26
MPC-43	7,6	7,1	0,48	3,70	4,2	40,0	18,0	36	41	23
MPC-44	8,1	7,5	0,23	1,57	2,8	49,0	14,6	43	37	20
MPC-45	7,9	7,4	0,21	1,35	5,9	29,2	20,5	52	30	18
MPC-46	7,9	7,5	0,36	2,35	3,5	34,1	14,7	40	38	22
MPC-47	7,5	7,3	0,79	3,91	4,7	29,3	19,6	47	18	35
MPC-48	7,9	7,6	1,16	4,82	3,2	30,9	19,3	4	51	45
MPC-49	7,9	7,5	0,69	3,45	3,1	26,8	19,5	3	46	51
MPC-50	8,1	7,8	0,49	3,89	2,5	18,4	12,0	27	52	21
MPC-51	8,2	7,4	0,23	1,48	4,1	18,3	20,2	32	44	24

Tabla A.1.(Continuación)- Características y propiedades edáficas en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	pH	pH	C.E. dS/m		M.O.	CA	C.I.C.	Arena	Limo	Arcilla
	agua	KCl	Ext	Pasta	%	%	cmol _c (+)/Kg	%	%	%
MPC-52	8,1	7,4	0,25	1,81	2,5	12,9	16,6	28	47	25
MPC-53	7,8	7,4	0,37	2,57	3,3	10,8	18,9	26	44	30
MPC-54	7,7	7,5	2,70	6,26	5,3	28,4	29,8	7	48	45
MPC-55	8,0	7,8	0,66	4,06	3,9	57,1	17,0	25	45	30
MPC-56	8,0	7,8	2,55	5,14	4,1	57,6	17,9	28	43	29
MPC-57	8,0	7,9	3,24	8,84	5,7	60,3	24,3	24	67	9
MPC-58	7,8	7,6	3,72	10,53	8,8	63,5	30,4	28	53	19
MPC-59	8,0	7,6	0,30	1,73	4,2	28,4	18,7	35	39	26
MPC-60	7,8	7,3	0,24	1,60	7,7	34,5	22,4	39	38	23
MPC-61	8,1	7,5	0,15	0,88	3,6	42,5	16,3	36	40	24
MPC-62	7,9	7,5	0,43	3,26	3,4	36,1	18,0	31	45	24
MPC-63	8,0	7,5	0,23	1,35	4,5	42,4	19,2	34	46	20
MPC-64	8,1	7,5	0,23	1,48	2,6	25,1	15,5	38	35	27
MPC-65	8,3	7,7	0,20	0,97	2,9	25,2	14,7	37	39	24
MPC-66	8,3	7,7	0,22	1,08	2,2	20,8	14,1	19	42	39
MPC-67	7,8	7,6	2,61	5,30	7,2	44,1	30,0	14	48	38
MPC-68	7,5	7,4	0,56	4,74	2,7	12,3	10,4	47	38	15
MPC-69	8,2	7,5	0,17	0,70	2,3	19,1	15,6	23	51	26
MPC-70	8,1	7,5	0,14	0,70	2,9	15,7	16,1	41	37	22
MPC-71	8,4	7,4	0,14	0,76	2,9	10,6	16,6	33	44	23
MPC-72	8,4	7,6	0,12	0,61	2,7	24,8	16,7	27	66	7
MPC-73	8,2	7,5	0,16	0,84	3,6	38,0	17,0	30	46	24
MPC-74	8,0	7,5	0,23	1,69	4,1	38,2	16,8	35	43	22
MPC-75	8,1	7,5	0,17	1,07	2,4	14,3	18,2	28	47	25
MPC-76	8,3	7,7	0,16	0,94	2,8	47,6	14,4	31	48	21
MPC-77	8,4	7,9	0,22	1,63	1,9	52,0	7,5	63	25	12

Tabla A.2.- Concentración de metales "pseudo-totales" (mg/kg) en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-01	0,203	8,1	27,3	41,4	17.034	402	20,4	60,7	56,0
MPC-02	0,186	7,6	25,3	35,8	14.265	373	18,3	40,9	76,2
MPC-03	0,154	9,6	40,1	29,8	27.114	510	26,0	34,1	52,4
MPC-04	0,187	7,5	30,7	38,7	17.002	483	20,0	38,2	54,3
MPC-05	0,151	6,4	25,9	13,2	17.540	296	16,1	19,9	30,7
MPC-06	0,271	5,6	27,3	21,8	13.400	270	14,7	27,1	80,1
MPC-07	0,239	7,3	31,8	45,4	16.998	305	18,6	28,7	58,1
MPC-08	0,241	4,7	23,0	52,6	10.937	229	12,7	23,2	82,8
MPC-09	0,206	8,2	33,2	35,8	16.600	375	20,1	685,9	98,2
MPC-10	0,337	5,9	21,9	29,3	12.048	263	16,4	129,0	65,6
MPC-11	0,413	8,1	37,9	26,0	15.877	412	17,3	26,2	87,0
MPC-12	0,359	11,3	40,2	35,8	24.464	414	26,3	36,8	88,1
MPC-13	0,495	5,9	16,7	37,4	11.529	323	15,7	25,7	143,8
MPC-14	0,191	11,3	37,4	27,8	25.813	437	30,1	33,2	94,6
MPC-15	0,262	9,6	41,0	61,3	19.027	479	22,9	27,1	92,1
MPC-16	0,164	7,3	32,3	41,3	15.650	682	17,1	28,2	48,4
MPC-17	0,228	3,7	18,6	16,8	8.772	239	7,3	11,5	55,4
MPC-18	0,142	4,8	16,9	56,3	4.425	205	8,1	19,8	40,3
MPC-19	0,262	5,1	27,4	32,8	10.128	270	11,3	18,7	31,4
MPC-20	0,409	8,2	39,1	43,9	16.200	397	20,3	30,4	60,6
MPC-21	0,259	9,8	39,1	36,8	23.291	324	25,6	39,1	71,8
MPC-22	0,185	7,8	29,6	27,3	13.455	321	18,7	22,5	46,0
MPC-23	0,204	9,9	45,3	26,6	25.494	429	27,1	17,4	55,0
MPC-24	0,232	8,8	45,8	39,7	20.025	346	22,1	21,7	77,5
MPC-25	0,204	9,2	41,0	29,1	20.442	382	22,4	16,8	71,2
MPC-26	0,230	5,5	28,3	22,1	10.372	230	14,3	11,1	50,2
MPC-27	0,438	6,2	32,2	51,9	12.521	306	15,5	24,9	74,7
MPC-28	0,271	7,6	38,1	26,8	20.795	335	20,2	17,8	55,4
MPC-29	0,220	5,5	27,0	26,2	12.843	255	14,1	19,0	49,1
MPC-30	0,184	5,7	30,0	19,9	13.259	242	13,7	10,7	42,4
MPC-31	0,220	7,1	40,6	26,2	16.588	419	20,2	13,9	74,0
MPC-32	0,237	6,8	40,4	34,3	15.664	386	18,5	13,0	80,2
MPC-33	0,252	6,0	38,1	49,6	15.973	393	16,6	18,5	83,7
MPC-34	0,267	6,6	41,7	40,3	15.371	379	19,1	16,1	68,9
MPC-35	0,169	7,7	32,2	22,0	19.238	330	20,2	15,1	39,1
MPC-36	0,284	6,5	30,6	33,8	17.414	388	19,3	18,5	53,3
MPC-37	0,286	7,4	34,1	39,4	21.979	425	20,8	14,2	81,9
MPC-38	0,198	7,2	38,6	25,4	12.327	320	17,5	14,2	63,0
MPC-39	0,165	6,2	29,5	25,3	16.407	310	16,1	27,0	66,6
MPC-40	0,401	11,0	28,8	61,9	22.164	472	22,8	27,3	115,4
MPC-41	0,262	6,9	17,1	71,9	9.961	293	13,1	46,7	118,6
MPC-42	0,246	10,8	31,7	32,5	20.249	463	23,9	20,4	83,1
MPC-43	0,355	9,4	27,4	42,4	17.251	503	20,8	24,1	112,1
MPC-44	0,217	8,8	28,3	29,3	15.041	367	19,3	14,5	69,3
MPC-45	0,373	6,9	20,0	27,9	14.354	417	16,0	48,9	101,7
MPC-46	0,342	8,5	25,9	40,7	16.797	335	20,0	49,8	79,3
MPC-47	0,345	8,4	28,1	47,4	18.835	548	21,5	94,7	84,3
MPC-48	0,353	12,1	37,8	27,2	26.119	518	28,5	32,8	81,8
MPC-49	0,374	13,5	40,7	33,2	28.668	451	32,7	43,6	105,2
MPC-50	0,199	10,9	29,8	43,7	20.756	590	21,9	33,5	49,4
MPC-51	0,719	9,4	33,5	44,4	21.361	556	23,8	40,9	106,5
MPC-52	0,464	8,6	31,3	42,8	20.030	439	21,6	22,3	82,0
MPC-53	0,273	9,2	34,2	33,7	22.572	402	23,6	28,5	98,7

Tabla A.2. (Continuación).- Concentración de metales "pseudo-totales" (mg/kg) en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-54	0,545	11,8	39,3	33,1	23.054	474	27,2	50,4	81,4
MPC-55	0,354	5,6	21,3	31,2	10.485	383	11,9	28,4	50,1
MPC-56	0,152	5,3	22,4	23,2	10.461	242	11,5	21,9	32,6
MPC-57	0,259	7,0	26,7	35,0	12.735	593	14,8	32,2	58,9
MPC-58	0,105	3,7	21,3	73,9	6.179	285	7,4	20,8	56,8
MPC-59	0,277	8,3	25,5	36,3	18.085	539	21,0	55,7	61,2
MPC-60	0,374	8,8	24,5	51,1	16.820	315	25,7	23,2	88,6
MPC-61	0,585	6,8	22,3	29,6	14.155	335	16,3	24,1	89,4
MPC-62	0,715	7,9	24,7	44,8	13.992	326	17,0	344,9	114,7
MPC-63	0,514	7,8	24,9	36,7	13.671	310	17,1	1.028,4	256,8
MPC-64	0,393	8,9	28,9	40,4	20.435	353	24,4	63,5	131,2
MPC-65	0,418	6,9	24,2	56,4	15.710	303	19,7	46,8	119,6
MPC-66	0,094	11,0	35,7	34,6	26.397	464	27,6	18,0	59,4
MPC-67	0,524	8,1	52,5	36,8	20.150	619	20,6	31,1	65,0
MPC-68	0,353	7,1	204,4	37,2	17.180	431	18,2	28,4	75,3
MPC-69	0,151	7,5	35,7	26,9	19.471	399	23,1	12,3	86,7
MPC-70	0,746	7,2	40,9	59,7	18.787	498	21,6	18,5	164,5
MPC-71	0,407	6,1	29,3	41,4	17.281	400	18,2	31,5	85,8
MPC-72	0,659	6,8	29,6	28,3	16.920	389	19,2	41,4	76,4
MPC-73	0,873	7,1	28,6	39,7	15.527	375	19,3	53,0	99,9
MPC-74	0,843	6,8	29,4	40,1	15.600	376	19,0	52,7	99,2
MPC-75	0,273	7,9	34,1	28,3	19.656	344	22,1	14,4	74,7
MPC-76	0,556	5,6	24,2	20,3	13.240	327	16,4	13,0	58,0
MPC-77	0,539	5,9	20,1	27,4	14.052	351	14,2	14,4	67,8

Tabla A.3.- Concentración de metales extraíbles (mg/kg) en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-01	0,086	0,184	0,048	5,61	15,9	38,9	0,387	8,8	8,0
MPC-02	0,074	0,214	0,067	5,24	42,4	41,9	0,758	9,2	25,2
MPC-03	0,061	0,492	0,070	3,48	26,0	70,2	0,860	8,7	7,6
MPC-04	0,077	0,214	0,070	6,33	27,6	53,8	0,611	7,3	7,8
MPC-05	0,032	0,143	0,029	0,83	8,2	25,3	0,363	2,3	1,7
MPC-06	0,090	0,217	0,045	1,73	18,7	29,3	0,371	3,7	6,5
MPC-07	0,090	0,282	0,048	7,29	17,4	42,5	0,299	4,7	7,2
MPC-08	0,124	0,394	0,086	14,94	35,1	52,2	0,470	4,9	25,9
MPC-09	0,099	0,265	0,048	2,99	15,9	33,6	0,268	205,8	12,1
MPC-10	0,074	0,068	0,037	4,90	12,3	15,1	0,211	42,5	8,2
MPC-11	0,128	0,215	0,122	3,02	48,9	59,7	0,407	3,9	21,7
MPC-12	0,157	0,298	0,055	5,97	38,7	57,8	0,606	8,4	10,0
MPC-13	0,167	0,065	0,130	7,87	61,2	17,8	0,488	5,4	29,1
MPC-14	0,122	0,217	0,041	2,23	20,0	21,4	0,531	5,0	3,5
MPC-15	0,116	0,340	0,088	11,46	82,2	57,1	0,810	3,6	20,8
MPC-16	0,099	0,314	0,105	9,85	62,4	78,4	0,583	6,4	9,5
MPC-17	0,112	0,090	0,517	4,98	82,9	33,1	0,411	3,5	21,5
MPC-18	0,087	0,072	0,037	8,92	49,3	12,1	0,613	3,4	9,9
MPC-19	0,109	0,127	0,041	3,53	93,2	19,0	0,680	3,4	4,7
MPC-20	0,172	0,243	0,052	5,88	50,5	30,9	0,863	5,9	6,9
MPC-21	0,159	0,201	0,036	2,98	48,3	23,8	0,937	6,2	4,5
MPC-22	0,082	0,174	0,060	3,42	15,0	39,0	0,430	5,0	6,4
MPC-23	0,089	0,398	0,041	3,85	11,2	48,7	0,512	2,3	7,5
MPC-24	0,089	0,500	0,073	8,22	20,7	52,3	0,599	4,1	20,5
MPC-25	0,100	0,653	0,149	5,68	42,8	89,2	0,709	4,0	17,7
MPC-26	0,063	0,297	0,057	3,69	12,2	28,7	0,433	1,5	10,7
MPC-27	0,125	0,226	0,079	8,25	15,9	31,7	0,508	2,5	14,9
MPC-28	0,131	0,360	0,070	5,25	14,2	39,8	0,707	3,6	9,1
MPC-29	0,088	0,164	0,072	4,09	13,4	31,6	0,343	3,7	9,8
MPC-30	0,063	0,136	0,063	2,88	10,9	26,8	0,355	1,8	7,5
MPC-31	0,086	0,321	0,073	4,58	19,7	64,7	0,606	2,0	19,0
MPC-32	0,113	0,235	0,086	6,93	32,8	48,4	0,716	2,2	21,6
MPC-33	0,106	0,221	0,077	10,87	22,8	56,6	0,477	3,0	22,9
MPC-34	0,121	0,150	0,051	8,18	16,9	40,3	0,410	2,7	13,8
MPC-35	0,077	0,237	0,039	2,57	5,8	23,2	0,340	1,7	2,1
MPC-36	0,111	0,261	0,067	7,01	18,9	37,9	0,419	2,9	8,6
MPC-37	0,144	0,384	0,083	8,35	17,0	68,6	0,567	2,5	20,9
MPC-38	0,072	0,212	0,040	3,63	9,0	38,7	0,213	1,5	15,2
MPC-39	0,055	0,377	0,057	2,17	29,9	31,8	0,279	3,4	6,3
MPC-40	0,128	0,188	0,061	13,14	23,3	43,4	0,450	3,7	21,1
MPC-41	0,125	0,140	0,118	16,16	39,1	32,2	0,310	9,8	29,6
MPC-42	0,086	0,351	0,058	5,82	20,5	55,5	0,435	2,9	15,1
MPC-43	0,121	0,150	0,064	8,46	28,1	54,0	0,696	4,8	29,4
MPC-44	0,070	0,178	0,051	3,82	13,9	33,3	0,335	1,7	12,9
MPC-45	0,118	0,275	0,073	2,01	31,8	59,9	0,198	12,3	15,6
MPC-46	0,120	0,302	0,057	7,20	14,8	37,3	0,220	10,1	6,8
MPC-47	0,111	0,229	0,045	6,78	16,7	53,1	0,229	19,1	10,8
MPC-48	0,118	0,175	0,048	3,09	31,8	49,1	0,459	6,7	3,9
MPC-49	0,129	0,189	0,048	4,14	34,0	34,5	0,543	8,7	8,1
MPC-50	0,078	0,179	0,080	8,95	25,7	59,5	0,427	8,6	5,1
MPC-51	0,255	0,375	0,111	6,96	22,6	59,5	0,827	7,2	18,7
MPC-52	0,208	0,261	0,099	10,35	34,3	44,2	0,754	4,7	13,9
MPC-53	0,133	0,358	0,098	8,24	42,6	56,7	0,684	7,3	23,2

Tabla A.3. (Continuación)- Concentración de metales extraíbles (mg/kg) en las 77 parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Castellón.

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-54	0,192	0,124	0,065	3,63	53,4	36,0	1,015	7,0	5,0
MPC-55	0,169	0,284	0,061	4,31	78,6	38,3	0,489	3,4	9,2
MPC-56	0,069	0,125	0,078	2,22	75,5	20,7	0,405	4,4	4,7
MPC-57	0,130	0,085	0,076	4,38	73,8	37,1	0,597	4,2	9,6
MPC-58	0,114	0,117	0,048	9,74	64,9	17,0	0,737	2,9	11,6
MPC-59	0,104	0,151	0,044	4,68	19,7	39,9	0,393	14,1	11,4
MPC-60	0,091	0,470	0,077	8,96	36,9	43,8	0,444	4,6	12,3
MPC-61	0,077	0,246	0,070	3,64	26,4	26,8	0,288	3,1	8,3
MPC-62	0,073	0,121	0,048	4,71	11,1	17,4	0,210	76,2	12,5
MPC-63	0,124	0,131	0,054	2,65	10,5	16,1	0,326	252,7	42,1
MPC-64	0,114	0,174	0,054	4,22	16,9	24,6	0,412	15,2	18,2
MPC-65	0,179	0,238	0,056	10,33	18,2	25,8	0,391	9,8	16,0
MPC-66	0,032	0,403	0,115	6,18	49,6	50,9	0,479	3,2	3,5
MPC-67	0,130	0,121	0,053	3,22	65,3	40,0	0,671	4,9	5,5
MPC-68	0,105	0,154	0,825	7,63	43,6	33,9	0,639	8,2	19,3
MPC-69	0,058	0,156	0,049	3,12	10,6	22,3	0,522	1,8	11,3
MPC-70	0,147	0,119	0,096	9,83	28,5	25,2	0,538	2,9	30,8
MPC-71	0,143	0,299	0,098	8,36	18,6	31,6	0,686	7,3	12,9
MPC-72	0,154	0,258	0,062	4,19	12,8	26,3	0,537	8,2	8,6
MPC-73	0,168	0,270	0,054	6,60	14,3	26,0	0,603	12,4	16,7
MPC-74	0,171	0,145	0,063	5,95	14,4	26,5	0,444	10,7	14,1
MPC-75	0,061	0,141	0,045	5,66	9,5	24,8	0,380	2,1	15,4
MPC-76	0,051	0,100	0,048	2,00	9,0	15,8	0,245	1,5	6,7
MPC-77	0,032	0,348	0,086	3,96	30,7	19,0	0,380	1,5	8,6

Tabla A.4.- Concentración de metales (mg/kg) en los cultivos hortícolas, expresado en peso seco, muestreados en la provincia de Castellón.

Muestra	Cultivo	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-01	Acelga	1,14	n.d.	6,16	13,4	372	56	1,16	1,96	45,7
MPC-03	Acelga	0,33	n.d.	1,15	9,2	87	156	0,31	0,56	16,3
MPC-06	Acelga	6,63	1,59	21,38	14,7	2759	90	25,15	5,87	68,3
MPC-08	Acelga	4,85	0,73	5,97	18,9	592	111	11,62	2,71	43,7
MPC-22	Acelga	4,56	0,37	3,55	10,5	446	96	10,76	3,34	30,8
MPC-49	Lechuga	0,48	0,24	2,17	13,5	555	28	0,78	1,66	37,9
MPC-59	Acelga	0,26	n.d.	0,84	12,5	174	38	0,51	1,22	38,0
MPC-61	Acelga	0,17	n.d.	0,79	16,0	185	59	0,38	1,55	41,4
MPC-62	Acelga	0,24	n.d.	0,85	10,1	156	44	0,43	5,23	43,5
MPC-67	Acelga	0,60	n.d.	0,55	12,8	113	31	0,30	0,82	31,7
MPC-24	Lechuga	0,33	0,22	1,50	7,1	205	59	0,46	1,31	42,6
MPC-57	Lechuga	0,50	n.d.	0,71	19,7	91	30	0,29	0,74	30,0
MPC-69	Lechuga	0,27	0,24	0,80	7,5	198	43	0,53	0,53	30,4
MPC-74	Lechuga	0,17	n.d.	0,42	18,4	95	47	1,11	0,31	82,9
MPC-04	Alcachofa	0,29	n.d.	0,98	8,6	221	23	3,20	0,60	41,5
MPC-26	Alcachofa	0,22	n.d.	0,33	6,5	46	16	1,28	0,26	39,0
MPC-28	Alcachofa	0,36	n.d.	0,42	8,4	66	28	1,95	0,05	47,6
MPC-30	Alcachofa	0,56	n.d.	0,89	4,7	54	22	3,17	0,05	43,0
MPC-32	Alcachofa	0,29	n.d.	0,43	4,3	44	17	1,66	0,31	24,0
MPC-33	Alcachofa	0,24	n.d.	0,95	9,5	67	24	2,37	n.d.	40,7
MPC-37	Alcachofa	0,27	n.d.	0,44	7,8	50	25	1,56	n.d.	32,7
MPC-43	Alcachofa	0,41	n.d.	3,25	9,1	86	20	0,72	0,25	32,1
MPC-52	Alcachofa	0,12	n.d.	0,48	10,7	50	13	0,66	n.d.	53,4
MPC-53	Alcachofa	0,13	n.d.	0,38	9,4	52	20	0,66	n.d.	51,5
MPC-63	Alcachofa	0,13	n.d.	0,37	7,1	51	19	0,31	0,26	54,2
MPC-64	Alcachofa	0,16	n.d.	0,43	11,7	61	28	0,91	n.d.	79,4
MPC-70	Alcachofa	0,18	n.d.	0,37	10,1	55	24	0,48	0,27	43,8
MPC-71	Alcachofa	0,21	n.d.	0,39	11,0	45	19	0,97	0,44	37,5
MPC-75	Alcachofa	0,14	n.d.	0,37	11,0	44	20	0,64	n.d.	43,1
MPC-76	Alcachofa	0,10	n.d.	0,36	9,3	41	23	0,63	n.d.	45,9

Tabla A.5.- Concentración de metales (mg/kg) en los cultivos hortícolas, expresado en peso fresco, muestreados en la provincia de Castellón.

Muestra	Cultivo	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPC-01	Acelga	0,16	n.d.	0,88	1,90	52,9	8,0	0,17	0,28	6,51
MPC-03	Acelga	0,05	n.d.	0,16	1,31	12,4	22,1	0,04	0,08	2,32
MPC-06	Acelga	0,94	0,23	3,04	2,10	392,5	12,8	3,58	0,83	9,71
MPC-08	Acelga	0,69	0,10	0,85	2,68	84,3	15,8	1,65	0,39	6,21
MPC-22	Acelga	0,65	0,05	0,51	1,50	63,5	13,7	1,53	0,48	4,37
MPC-49	Lechuga	0,03	0,01	0,13	0,79	32,2	1,6	0,05	0,10	2,20
MPC-59	Acelga	0,06	n.d.	0,19	2,84	39,7	8,7	0,12	0,28	8,64
MPC-61	Acelga	0,02	n.d.	0,09	1,89	21,8	7,0	0,04	0,18	4,89
MPC-62	Acelga	0,04	n.d.	0,14	1,70	26,2	7,4	0,07	0,88	7,29
MPC-67	Acelga	0,09	n.d.	0,08	1,95	17,1	4,7	0,05	0,12	4,80
MPC-24	Lechuga	0,05	0,03	0,21	1,01	29,1	8,4	0,07	0,19	6,06
MPC-57	Lechuga	0,07	n.d.	0,09	2,58	11,8	3,9	0,04	0,10	3,93
MPC-69	Lechuga	0,06	0,05	0,18	1,65	43,6	9,5	0,12	0,12	6,71
MPC-74	Lechuga	0,02	n.d.	0,05	2,10	10,9	5,4	0,13	0,04	9,49
MPC-04	Alcachofa	0,05	n.d.	0,16	1,36	35,1	3,7	0,51	0,10	6,62
MPC-26	Alcachofa	0,03	n.d.	0,05	1,04	7,4	2,6	0,20	0,04	6,21
MPC-28	Alcachofa	0,06	n.d.	0,07	1,33	10,6	4,5	0,31	0,01	7,59
MPC-30	Alcachofa	0,09	n.d.	0,14	0,75	8,6	3,5	0,51	0,01	6,86
MPC-32	Alcachofa	0,05	n.d.	0,07	0,68	7,1	2,7	0,26	0,05	3,83
MPC-33	Alcachofa	0,04	n.d.	0,15	1,51	10,7	3,8	0,38	n.d.	6,48
MPC-37	Alcachofa	0,04	n.d.	0,07	1,24	8,0	4,0	0,25	n.d.	5,21
MPC-43	Alcachofa	0,07	n.d.	0,52	1,4	13,8	3,3	0,11	0,04	5,11
MPC-52	Alcachofa	0,02	n.d.	0,09	1,92	9,0	2,4	0,12	n.d.	9,59
MPC-53	Alcachofa	0,02	n.d.	0,06	1,50	8,3	3,3	0,11	n.d.	8,26
MPC-63	Alcachofa	0,02	n.d.	0,06	1,22	8,8	3,3	0,05	0,05	9,36
MPC-64	Alcachofa	0,02	n.d.	0,06	1,65	8,6	3,9	0,13	n.d.	11,20
MPC-70	Alcachofa	0,03	n.d.	0,06	1,54	8,4	3,6	0,07	0,04	6,69
MPC-71	Alcachofa	0,03	n.d.	0,06	1,84	7,5	3,2	0,16	0,07	6,27
MPC-75	Alcachofa	0,02	n.d.	0,05	1,44	5,8	2,6	0,08	n.d.	5,65
MPC-76	Alcachofa	0,02	n.d.	0,06	1,59	7,0	3,8	0,11	n.d.	7,81