

**Estudio agronómico y ambiental del riego con
aguas residuales depuradas en el cultivo del
arroz. Aplicación a una línea de riego en el
parque natural de la Albufera (Valencia)**

FRANSICO JAVIER MARTÍNEZ CORTIJO

**EDITORIAL
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA**

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA

TESIS DOCTORAL:

ESTUDIO AGRONÓMICO Y AMBIENTAL DEL RIEGO CON AGUAS RESIDUALES DEPURADAS EN EL CULTIVO DEL ARROZ. APLICACIÓN A UNA LÍNEA DE RIEGO EN EL PARQUE NATURAL DE LA ALBUFERA (VALENCIA).



Tesis Doctoral:

Fco. Javier Martínez Cortijo

Directores:

Juan Bautista Marco Segura

Fernando Sendra Bañuls

Tutor:

José Eduardo Torres Sotelo

Valencia, diciembre 2003

Colección Tesis Doctorales

© Francisco Javier Martínez Cortijo

© 2014, de la presente edición: Editorial Universitat Politècnica de València
Telf.: 963 877 012 / www.lalibreria.upv.es

ISBN: 978-84-9048-237-7 (versión impresa)

Queda prohibida la reproducción, distribución, comercialización, transformación, y en general, cualquier otra forma de explotación, por cualquier procedimiento, de todo o parte de los contenidos de esta obra sin autorización expresa y por escrito de sus autores.

Agradecimientos:

A **Juan B. Marco**, uno de los dos directores, y **José E. Torres**, tutor de esta Tesis Doctoral, a quienes quiero agradecer el precioso apoyo que en todo momento he tenido desde el inicio hasta el final de la misma.

A los alumnos de la Escuela Politécnica Superior de Gandia: **Carmen Mena, Inmaculada Valero, Raquel Ramón, Enrique Aparisi** y **Juan B. Artés**, que colaboraron en las campañas de muestreo y en la obtención de datos analíticos con eficiencia e interés.

A los compañeros de la **Unidad Docente de Suelos** por atenderme siempre con amabilidad y por la gentileza con la que me han prestado los materiales para la toma de muestras.

A mis compañeras del **departamento de Química de la Escuela Politécnica Superior de Gandía**, en concreto a Carmen Gómez, por dejarme hacer uso del laboratorio y por toda la paciencia que han tenido conmigo. Una mención muy especial a **María Luisa Marín**, también de este departamento, por su valioso apoyo y dedicación a la hora de poner en marcha los análisis químicos, por el impulso tan importante que supuso para este estudio y para mi.

A **José Andrés Sanchís**, del departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria, por su inestimable ayuda a la hora de elaborar la planimetría del trabajo.

A mi amigo **Enrique Sanchís** del departamento de Biología Vegetal y a mis compañeros del **departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria** por su apoyo constante durante mis años de actividad docente e investigadora.

A Manuel Planells, técnico de la **Comunidad de Riego Canal del Riego del Río Túria**, y a los agricultores de esta comunidad que siempre han facilitado mis trabajos y me han permitido experimentar amablemente en sus tierras.

Al personal técnico de la **Conselleria de Medi Ambient**, tanto de los Servicios Centrales como de la Dirección Territorial de Valencia, en concreto a María Sahuquillo por los datos que amablemente me han sido suministrados.

A **Domingo Iglesias** del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, por sus análisis y observaciones de la fisiología vegetal de los materiales del trabajo.

Al personal técnico de la **Entitat de Sanejament d'Aigües** y a **Emarsa** por su tiempo y colaboración a la hora de suministrar datos fundamentales para este trabajo. Así como a **Eduardo Gimeno** y a **Ramiro Cardo**, de Red Control SL.

Por último, **especialmente**, a mi amigo y director de Tesis **Fernando Sendra** por la admirable dedicación, por su carácter infatigable y por sus ideas fundamentales para la elaboración de la misma, pero sobre todo por su apoyo impagable para superar un momento personal muy difícil para mi.

A mis padres por toda una vida dedicada a sus hijos.

A la memoria de mi hermano.



ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN.....	15
1.1 Justificación del trabajo y planteamiento del problema.....	17
1.1.1 Situación y entorno	18
1.1.2 El cultivo del arroz en la Albufera	20
1.1.3 Disponibilidad de agua y procedencia de las aguas de riego.....	28
1.1.4 Proceso de depuración de las aguas residuales	32
1.2 Hipótesis de trabajo	34
1.2.1 Objetivos generales.....	38
1.2.2 Objetivos específicos	39
1.3 Estructura del trabajo	40
2 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS.....	43
2.1 La reutilización de aguas residuales	47
2.1.1 Características generales	47
2.1.2 Reutilización de aguas residuales para riego en el mundo.....	50
2.1.3 La reutilización en España	55
2.1.4 La reutilización de aguas residuales en la Comunidad Valenciana	58
2.1.5 Marco legal de la reutilización de agua para riego	61
2.2 Condicionantes en la reutilización de aguas residuales para riego. Contaminación de suelos y aguas	67
2.2.1 Condicionantes para la reutilización.....	67
• Condicionantes económicos.....	67
• Condicionantes técnicos.....	67
• Condicionamientos hidrogeológicos.....	69
• Condicionantes agronómicos	69
• Condicionantes sanitarios.....	76
2.2.2 Contaminación de suelos y aguas. Conceptos generales sobre la toxicidad	79
2.2.3 Contaminación de suelos y aguas en el entorno de la Albufera.....	82
2.3 Parámetros de estudio. Interacción agua-suelo-planta	87
2.3.1 La interacción agua-suelo-planta.....	87

2.3.2	Parámetros principales agua-suelo-planta	87
2.3.2.1	pH	88
2.3.2.2	Conductividad eléctrica	90
2.3.2.3	Materia orgánica.....	92
2.3.2.4	Nitrógeno.....	95
2.3.2.5	Fósforo	102
2.3.2.6	Potasio.....	105
2.3.2.7	Sodio, calcio y magnesio	109
2.3.3	Metales pesados	113
2.3.3.1	Boro	118
2.3.3.2	Cadmio	121
2.3.3.3	Cobre	123
2.3.3.4	Cromo	126
2.3.3.5	Hierro	127
2.3.3.6	Manganeso	131
2.3.3.7	Níquel.....	134
2.3.3.8	Plomo	134
2.3.3.9	Zinc.....	136
2.4	Estudios sanitarios del riego con agua reutilizada.....	139
2.4.1	Estudios epidemiológicos.....	139
2.4.2	Estudios sobre el riesgo sanitario por toxicidad de los elementos químicos.....	143
2.5	Experiencias y otros estudios sobre reutilización de agua residual para riego	147
2.6	Reutilización de aguas residuales en el cultivo del arroz	156
2.6.1	Experiencias de reutilización en el cultivo del arroz	156
2.6.2	Estudios relacionados en el arroz.....	158
3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	165
3.1	Estudio de las parcelas. Metodología de la toma de muestras	170
3.1.1	Elección de parcelas.....	170
3.1.2	Toma de muestras de suelo	174
3.1.3	Preparación de las muestras de suelo	178
3.1.4	Toma de muestra de agua	181
3.1.5	Toma de muestras del material vegetal.....	183

3.2 Experimento en macetas.....	183
3.3 Experimento en laboratorio	185
3.4 Analítica de suelos y aguas	186
3.4.1 Conservación y preparación de las muestras de agua en el laboratorio .	187
3.4.2 Análisis físicos de las muestras de suelo	187
3.4.3 Análisis químicos de las muestras de suelo	189
3.4.4 Análisis de las muestras de agua.....	194
3.5 Análisis en la planta	196
3.6 Encuestas a los agricultores.....	200
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	201
4.1 Características de los suelos y de las aguas	204
4.2 Parámetros físicos del suelo	204
• Textura.....	204
• Color	205
• Humedad	205
4.3 pH	206
• Suelos.....	206
• Aguas	208
4.4 Conductividad eléctrica.....	211
• Suelos.....	211
• Aguas	214
4.5 Materia orgánica	217
• Suelos.....	217
4.6 Nitrógeno	221
• Suelos.....	221
• Aguas	224
• Planta	225
4.7 Fósforo	229
• Suelos.....	229
• Aguas	232
• Planta	233
4.8 Potasio.....	236
• Suelos.....	236

• Planta.....	239
4.9 Metales pesados o elementos traza	241
4.9.1 Boro	241
• Suelos	241
• Aguas.....	243
• Planta.....	244
4.9.2 Cobre.....	247
• Suelos	247
• Aguas.....	249
• Planta.....	250
4.9.3 Cromo.....	253
• Suelos	253
• Aguas.....	255
• Planta.....	256
4.9.4 Hierro	259
• Suelos	259
• Aguas.....	261
• Planta.....	262
4.9.5 Manganeso.....	265
• Suelos	265
• Aguas.....	267
• Planta.....	268
4.9.6 Níquel	271
• Suelos	271
• Aguas.....	273
• Planta.....	274
4.9.7 Plomo	277
• Suelos	277
• Aguas.....	279
• Planta.....	280
4.9.8 Zinc	283
• Suelos	283
• Aguas.....	286
• Planta.....	287

4.10 Otros parámetros	289
4.10.1 Sodio.....	289
4.10.2 Calcio	289
4.10.3 Magnesio.....	290
4.10.4 Carbonatos totales	291
4.10.5 Caliza activa.....	291
4.11 Otras determinaciones en la planta.....	292
4.11.1 Carbohidratos y clorofilas.....	292
4.12 Ensayo en macetas.....	294
4.13 Experimento en laboratorio	301
5 CONCLUSIONES	307
BIBLIOGRAFÍA	313
ANEJOS.....	341
ANEJO I: FICHAS DE LAS PARCELAS. ENCUESTAS A LOS AGRICULTORES	343
ANEJO II: IMÁGENES DE LAS PARCELAS	355

1 INTRODUCCIÓN

1 INTRODUCCIÓN

1.1 JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El hombre es el gran generador de residuos del planeta; con el aumento de la población a nivel mundial y con el desarrollo industrial la producción de residuos de distinta índole se ha incrementado durante el siglo XX y lo que va del siglo XXI; dentro de los mismos se encuentran las aguas residuales urbanas e industriales. Para evitar una mayor degradación medioambiental, normalmente se tratan estas aguas en las llamadas estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) mediante una serie de procesos físico-químicos y/o biológicos. Este tratamiento provoca la generación de nuevos subproductos como son los lodos o fangos y las aguas residuales depuradas (ARD), y aunque de esta manera se consigue eliminar un problema se origina otro.

Por tanto, habida cuenta la dificultad que supone el aumento de la demanda de agua existente hoy en día, especialmente en algunas zonas como es el caso de la vertiente mediterránea española, y la necesidad de buscar una aplicación a las aguas residuales urbanas e industriales, una buena solución es reutilizar los efluentes de las depuradoras ya que suponen una fuente alternativa de agua y al mismo tiempo minimizan la eliminación de los residuos líquidos.

La reutilización planificada de las aguas residuales reporta importantes ventajas como: la disminución de los costes de tratamiento y vertido del agua residual, la reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, un aprovechamiento del agua y de los compuestos nutritivos contenidos en ella si se utiliza para el riego, una mayor regularidad y fiabilidad del caudal de agua disponible, el no requerir instalaciones adicionales de tratamiento de aguas de abastecimiento, lo que supone eliminar efectos desfavorables en los cursos naturales de agua, y reducir el precio de la misma.

La zona de la Albufera de Valencia donde es tradicional el cultivo de arroz presenta todas estas consideraciones. De una parte, la evacuación de las aguas residuales de la ciudad de Valencia y su área urbana, de otra, la ventaja y posibles inconvenientes de su uso para el riego del arroz, con una gran demanda

de agua en una superficie de recursos hídricos limitados y, por último, el riesgo que supone la contaminación por el empleo de este agua en un entorno natural de especial interés y sensibilidad como es el lago de la Albufera y su zona de influencia.

Por todo ello, se estudian los efectos desde el punto de vista de la composición química de la interacción agua-suelo y con ella la incidencia en el cultivo del arroz en esta área y su entorno, en especial en el lago de la Albufera, que produce el empleo de las aguas residuales urbanas en el riego de los campos.

1.1.1 SITUACIÓN Y ENTORNO

Al sur de la ciudad de Valencia se extiende a lo largo de varios kilómetros, en las inmediaciones de la laguna litoral de la Albufera, una zona de arrozal. En ella se encuentra el área de estudio, situada en la comarca de l' Horta Sud, que limita al norte con la ciudad de Valencia, en concreto con las obras del nuevo cauce del río Túria, al oeste por la autopista de Silla que conecta Valencia por el sur con la Autopista A-7, al este con el mar Mediterráneo y el litoral, y al sur con la Albufera.

La Albufera, declarada Parque Natural por el Decreto 89/1986 de 8 de julio de 1986 del Consell de la Generalitat Valenciana, está comprendida dentro de esta zona húmeda situada en el sector oriental de la plana de Valencia entre los ríos Júcar y Túria. El lago tiene una profundidad de entre uno y dos metros, mientras que su superficie oscila entre 1900 y 2200 ha (Benet¹, 1983). Sin embargo, la extensión del lago ha experimentado una disminución continua desde su origen. Inicialmente, tras la formación de la lengua de arena litoral que encerró una masa de agua salada debió comprender desde la desembocadura del Túria hasta la del Júcar, ocupando alrededor de 30000 ha. En el siglo XVIII la extensión del lago era de 14000 ha, mientras que a principios del siglo XX lo era de 3000 ha. Esto se debe a la interacción entre la evolución natural del lago y la actividad humana que centró su interés en ganar como tierras de cultivo parte de

¹ BENET, JM. "La Albufera de Valencia. Datos para una política de soluciones". *Revista de Obras Públicas*. Febrero-marzo 1983, p. 167-180.

las zonas pantanosas. Con el paso de los siglos no sólo se produce una disminución de la superficie del lago, sino también una desalinización de sus aguas, como apunta Ballesteros²: “El creixement de la restinga, tant en amplària com a sentit longitudinal, aconseguix independitzar de forma progressiva un sector del litoral, les aigües del qual, inicialment marines, son substituïdes gradualment per aigües dolces procedents de les descàrregues dels aqüífers costers i donen finalment lloc a la creació d’una albufera, després de passar per una fase intermèdia de llacuna litoral amb àmplia comunicació amb el Mediterrani.”

La Albufera es un espacio de gran riqueza ambiental, pero al mismo tiempo de gran sensibilidad que hay que proteger. El Decreto 89/1986 de 8 de julio establece que el Parque Natural comprende el sistema formado por el lago de La Albufera, su entorno húmedo, y la barra o cordón litoral (Dehesa del Saler) adyacente a ambos. Con posterioridad el Decreto 71/1993 de 32 de mayo establece de nuevo el régimen jurídico del Parque Natural de La Albufera que comprende parte de los términos municipales de Valencia, Alfafar, Sedaví, Catarroja, Massanassa, Albal, Beniparrell, Silla, Sollana, Sueca, Cullera, Albalat de la Ribera y Algemesí. Además, con fecha 23 de octubre de 1990 se aprobó el documento de Plan Especial de Protección del Parque Natural, y el Decreto 96/1995 de 16 de mayo estableció el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Cuenca Hidrográfica de La Albufera. A nivel internacional, el parque natural de la Albufera fue incorporado a la Lista de Zonas Húmedas de Importancia Internacional de la Conferencia de Ramsar el 8 de mayo de 1990. Está declarado como área ZEPA³ en función de la directiva 94/24/CE del 8 de junio de 1994 relativa a la Conservación de las Aves Silvestres. Asimismo, cuenta con numerosos hábitats incluidos en la Directiva 92/5510/CE en relación a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestre. Por todo ello es de suma importancia preservar este entorno de la contaminación y de otros daños medioambientales.

El lago, en la actualidad de agua dulce separado del mar por una estrecha franja de tierra llamada la Dehesa del Saler, recibe aportes de aguas de diversa

² En BALLESTEROS, B.J. “Influència de les aigües subterrànies a les zones humides litorals valencianes. Gènesi i interrelació”. *Braçal*, 2001, n° 24, p.27-48.

³ Zona de Especial Protección para las Aves.

procedencia y calidad. La mayor parte de estos aportes son de origen superficial procedentes de distintas acequias. Al sur la zona húmeda se abastece de las aguas provenientes del río Júcar, contaminadas por los vertidos urbanos de las poblaciones cercanas y por la agricultura intensiva. Sin embargo la parte norte, donde se encuentra el área de estudio, se surte de aguas muy diversas, desde origen urbano, principalmente de la ciudad de Valencia y su área de influencia, a industrial y agrícola. La superficie de estudio recibe las aguas en su mayoría derivadas de la depuradora de Pinedo que trata las aguas de la ciudad, para la agricultura del cultivo del arroz y que posteriormente van a la Albufera.

Como apunta Requena Riera: "Los problemas más graves que tiene el lago de la Albufera y su entorno húmedo son la contaminación y el aterramiento. Debido a la extensa población alrededor del lago, al gran número de industrias presentes y a un extenso sector agrícola colindante que vierten, los residuos domésticos y sus vertidos sin depurar, llega al lago una gran cantidad de sustancias o compuestos contaminantes que son perjudiciales para el ecosistema de lago. Las acequias son los canales naturales que desembocan en el lago siendo los principales focos de contaminación de la Albufera ya que dichos canales compaginan la función del riego agrícola con la evacuación de aguas residuales urbanas e industriales."⁴

1.1.2 EL CULTIVO DEL ARROZ EN LA ALBUFERA

Hablar de la agricultura en la Albufera es hablar del arroz. La historia de la Albufera es también la historia de este cultivo ya desde tiempos anteriores a Jaime I, pues el arroz fue introducido por los árabes en el siglo VIII. Pero si bien, "...los arrozales han robado mucha superficie al lago, éstos ya son ahora parte del ecosistema de la Albufera, y se consideran como un entorno bastante adecuado para la alimentación de la avifauna..⁵

El cultivo del arroz (*Oriza sativa*) es uno de los más importantes de la agricultura mundial, igualando o superando en algunas regiones la producción y

⁴ REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

⁵ De la página Web Albufera.com: <http://www.albufera.com>.

superficie cultivada de trigo. Asimismo, el arroz ha sido uno de los cereales que más ha contribuido a la nutrición de la humanidad a lo largo de la historia, siendo en la actualidad la base de la alimentación de más de la mitad de la población mundial.

El arroz cultivado pertenece a la familia de las gramíneas, al género *Oriza* y a la especie *Oriza sativa* y tiene tres subespecies reconocidas: *índica*, *japónica* y *javánica*, que difieren en su adaptación climática, en sus características morfológicas, en el contenido en amilosa de sus granos y en sus cualidades culinarias. La subespecie cultivada en los arrozales valencianos es la *japónica* en sus variedades *senia*, *thaibonnet*, *bahía*, *thainato*, *leda*, *tebre*, *bahía x sollana*, *niva* y *albada* (González Tomé⁶, 1996).

El cultivo del arroz en la provincia de Valencia se sitúa en el entorno del lago de la Albufera; y la Comunidad Valenciana es en España la cuarta en cuanto a producción de arroz, después de Andalucía, Extremadura y Cataluña, aunque es la que mayor productividad ha obtenido en la última década (Ministerio de Agricultura, 1998).

El arroz, que tiene su origen en el Asia Monzónica, debe su introducción en la cuenca mediterránea a los árabes que lo difundieron por Egipto, el norte de África, España e Italia, hacia el siglo VIII probablemente. Pero su implantación masiva en el mediterráneo español se produjo en el siglo XV, aunque pasó por una serie de prohibiciones de origen sanitario (transmisión de paludismo por mosquitos) y social (extensión de un monocultivo que impedía cosechar otros productos básicos para la alimentación de los nuevos pobladores), hasta su asentamiento definitivo en el siglo XIX.

En Valencia el cultivo del arroz ha evolucionado a lo largo del siglo XX hasta nuestros días. Los principales cambios se aprecian en los sistemas de producción, las variedades cultivadas, las superficies y los rendimientos. A destacar que el cultivo del arroz necesita en ciertas etapas de su desarrollo gran cantidad de agua, por lo que durante un determinado periodo los campos han de inundarse. Actualmente muchos de estos campos aprovechan aguas procedentes de depuradora para su riego, como es el caso de las parcelas a estudiar. Las aguas

⁶ GONZÁLEZ, R. Estudio de diversas técnicas agronómicas en relación con las cianobacterias fijadoras de N₂ en el cultivo del arroz. Valencia: Universidad de Valencia, 1996.

del río Túria y de las acequias adyacentes también se suelen utilizar, aunque parecen menos idóneas que las anteriormente mencionadas.

Desde hace aproximadamente 30 años, el cultivo del arroz en la Comunidad Valenciana se realiza con las variedades producidas por el Departamento del Arroz del IVIA⁷, anteriormente llamada Estación Arroceras de Sueca. Algunas de estas variedades obtenidas en el Departamento del Arroz como balilla x sollana, sequial, bahía, y senia han sido, entre muchas otras, las que, en periodos sucesivos, alcanzaron mayor magnitud⁸. Tras la introducción a finales de los años sesenta de las cosechadoras y los herbicidas, y la sustitución del trasplante por la siembra directa, se difundieron las nuevas variedades bahía y sequial, que presentaban algunas ventajas importantes en volumen de grano, producción y resistencia al encamado. Las razones por las que bahía fue, a la larga, preferido a sequial tienen que ver en gran parte con el tipo de grano, más ancho y perlado el bahía. Esta preferencia del mercado español por el grano ancho y perlado no la comparten otros países en los que los programas de mejora tienen entre sus prioridades la eliminación del grano perlado por ser una de las causas principales de las roturas en su elaboración. A favor de bahía estaba su buena adaptación a las diversas zonas arroceras y en contra su mayor propensión al encamado. El mejor tipo de planta de sequial, de talla más baja con hojas erectas y mejor resistencia al encamado, hizo que se empleara como progenitor cruzándolo entre otras muchas variedades con bahía. De este cruzamiento procede la variedad senia registrada en 1986, que mejora a la bahía en resistencia al encamado, en volumen de grano y moderadamente en producción; por otra parte el grano, aunque mayor, corresponde al mismo tipo comercial ancho y perlado que ha predominado en el comercio interior. Con estas ventajas tuvo una difusión inicial muy rápida en la zona de Valencia por lo que es actualmente la variedad más cultivada.

Así, en este estudio las variedades utilizadas, todas dentro del tipo japónica, son la **senia** de espiga densa, hojas verde oscuro, buen ahijamiento, grano pequeño y más bien baja (unos 98 cm), que responde bien a intensos abonados nitrogenados a no ser por el problema del encamado a consecuencia de un hiperdesarrollo de la caña por un exceso del mismo por la gran carga de

⁷ Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias

⁸ Consultar la página web: <http://www.albufera.com>

este nutriente en las aguas de riego reutilizadas; la variedad **fonsa**, resistente al desgrane y a los hongos, de desarrollo mucho menor (alrededor de 50 cm) lo que evita el encamado, y la **monsianell** de cualidades situadas entre las dos anteriores.

Las principales características del arrozal valenciano, según Ucha y Fernández (2001)⁹, se citan a continuación:

- **Caracterización física.** El arrozal se encuentra dividido en líneas de riego o partidas, cada una con su entrada de agua independiente; las parcelas situadas dentro de una misma partida están conectadas de forma que el agua va pasando de una a otra impidiendo una independencia de riego y desagüe.

- **Caracterización climática.** El arrozal valenciano se engloba dentro de una zona de clima mediterráneo caracterizado por temperaturas suaves durante todo el año y un régimen de precipitaciones moderadas en torno a unos 450 mm.

- **Caracterización geológica.** Los arrozales valencianos se sitúan en una llanura rodeada por elevaciones pertenecientes al Sistema Ibérico, constituyendo un área que se ha rellenado con materiales cuaternarios (margas, arcillas, cantos rodados y gravas) aportados por los ríos Túrria y Júcar (Moliner, 1982).¹⁰

- **Caracterización hidrológica.** El arrozal valenciano tiene dos formas de riego: el riego mediante acequias, fundamentalmente de los ríos Túrria y Júcar, y el riego con aguas procedentes de la Albufera (en algunas ocasiones mezclada con aguas urbanas) en las zonas de los "tancats", de forma que las aguas que riegan el arrozal poseen características físico-químicas muy heterogéneas. En el caso de esta zona la mayor parte del agua procede de la depuradora, pero se han considerado también aguas procedentes de las acequias y de la Albufera para realizar un análisis comparativo.

⁹ UCHA, A. y FERNÁNDEZ, E. Dinámica del nitrógeno en los arrozales de Valencia. Valencia: Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001.

¹⁰ MOLINER, J.M. "Geología". En Jornadas sobre la problemática de la Albufera. Valencia: Diputación Provincial de Valencia, 1982, p. 13 -22.

- **Caracterización edáfica.** Los suelos del arrozal valenciano tienen una buena capacidad para retener el agua, gracias a su textura franco-arcillo-limosa. Son suelos de tipo calizo, con pH ligeramente alcalino; elevado contenido en materia orgánica (2,2 - 5,1%) y una relación C/N indicativa de una excesiva liberación de N. La conductividad media de 750 S/cm, corresponde a un suelo no salino (Quesada et al, 1995)¹¹. Los suelos del arrozal valenciano son ricos en fósforo, con contenidos alrededor de 5 g P/kg, aunque la mayor parte no es asimilable para las plantas.

- **Caracterización biológica.** El arrozal valenciano, se caracteriza por la carga biológica que presenta. Siendo un ecosistema con una alta producción primaria, los consumidores se dan a todos los niveles, tanto en la capa acuática, como a nivel edáfico. Estamos ante un ecosistema muy influenciado por los hábitos agrícolas, con una biocenosis desplazada hacia los productores primarios y descomponedores.

Ciclo Vegetativo

El arroz es una planta de ciclo vegetativo corto, lo que permite obtener dos o incluso tres cosechas al año en el mismo suelo con la condición de realizar semilleros previos en vivero. En la climatología mediterránea sólo es posible una cosecha por año, pero las producciones son mucho mayores, posiblemente por la luminosidad de los días veraniegos.

En la zona de la Albufera, en variedades como la fonsa, el ciclo del cultivo dura aproximadamente 155 días, desde que se siembra durante la segunda quincena de abril hasta la cosecha alrededor de la primera quincena de septiembre. El desarrollo de la planta es muy rápido, la germinación tiene lugar en tres o cuatro días, y el ahijamiento sucede a partir de la sexta semana desde el momento de la siembra (periodo que es propicio para el transplante por coincidir con el desarrollo de las raíces secundarias).

En el espigado influye la temperatura y la disminución de la duración de los días. La formación de la espiga puede adelantarse cuando se producen

¹¹ QUESADA, A., SÁNCHEZ-MAESO, E. Y FERNÁNDEZ-VALIENTE, E. "Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of a shallow water ecosystem, the ricefields of Valencia, Spain. *Arch. Hydrobiol*, 1995, vol. 132, nº 4, p. 495 – 511.

temperaturas excepcionalmente altas o cuando se hace un trasplante tardío desde el plantel al terreno de asiento. Este adelanto en la formación de la espiga suele incidir en un menor rendimiento de la cosecha.

La espiga comienza a formarse unos 30 días antes del espigado, y 7 días después de comenzar su formación alcanza ya unos 2 mm. A partir de 15 días antes del espigado, la espiga se desarrolla rápidamente y es este periodo el más sensible a las condiciones ambientales adversas.

La floración tiene lugar el mismo día del espigado o al día siguiente, durante las últimas horas de la mañana. Las flores abren sus glumillas durante una o dos horas si el tiempo es soleado y las temperaturas suficientemente altas. Un tiempo lluvioso y con temperaturas bajas perjudica la polinización. La respiración alcanza su máxima intensidad cuando la espiga está en zurrón, decreciendo después del espigado.

Las temperaturas altas durante la noche intensifican la respiración de la planta, con lo que el consumo de las reservas acumuladas durante el día por la fotosíntesis es máximo. Por esta razón las temperaturas bajas nocturnas favorecen la maduración de los granos.

La transpiración depende de la humedad y temperatura ambiente y, al igual que la respiración, alcanza su máximo en el momento en que la espiga se encuentra en zurrón, para decrecer después del espigado.

Sistema de producción

Antaño a partir de mediados de marzo se sembraba en semillero, para luego durante el mes de mayo transplantar, con escarda manual, siega a mano en septiembre, secado en gavillas en el campo y trillado en las eras. Actualmente, por el encarecimiento de la mano de obra, se efectúa la siembra directa acompañada del uso de herbicidas, mientras que la cosecha se realiza mediante cosechadoras autopropulsadas y el secado en secadores de aire caliente.

En general, en relación al abonado de fondo, se emplean de 175 a 250 kg/ha de sulfato amónico como abonado nitrogenado y alrededor de 700 kg/ha

de superfosfato de cal o equivalente en super triple. En la zona que comprende este trabajo dado el alto contenido de nitrógeno de las aguas residuales desde la Conselleria y desde las Comunidades de regantes se recomienda el no abonado, al menos no se abona en las entradas de agua en los primeros 25 o 30 m de recorrido del agua (aunque quizás lo más conveniente sería no abonar al final de la parcela que es donde se estancaría el agua), empleándose unos 200 kg/ha de urea como abonado de fondo y luego se aporta en abril el complejo de abonado N-P-K en relación 27-13-10.

Por otro lado, el uso de herbicidas está generalizado y se lleva a cabo en junio y principios de julio, los utilizados son los tipos antiserreig y los hormonales. En el primer grupo el más empleado es el ORDRAM con dosis de unos 85 kg/ha y el SATURN con unos 35 kg/ha, mientras que para combatir las otras malas hierbas los más usuales son a base de 2-4-5 TP, con una dosis de 3000 mL/ha y el BASAGRN con dosis de unos 5000 mL/ha. Además, se suelen aplicar tratamientos preventivos para algas, gusanos o crustáceos como la "tortugueta".

Necesidades hídricas

El arroz es un cultivo con grandes demandas hídricas con consumos entre 750 y 1500 mm, por lo que normalmente es un cultivo de regadío, si bien puede cultivarse arroz sin irrigación en zonas donde se registren precipitaciones regulares de más de 180 mm/mes durante al menos tres meses de cultivo, que no es este caso.

El sistema de riego empleado en la Comunidad Valenciana es el riego por inundación. La demanda total de agua depende esencialmente de las pérdidas por infiltración y de los valores de la evapotranspiración; estos últimos en nuestras latitudes son bastante altos, mientras la infiltración es escasa dado que los suelos tienen valores de permeabilidad relativamente bajos para permitir el riego por inundación. Las necesidades de agua varían durante el desarrollo vegetativo; las fases críticas durante las que se necesita una gran disponibilidad son principalmente la germinación y el intervalo que transcurre entre el comienzo de la formación de las flores hasta la fase de la cariósida.

El proceso de inundación supone una mayor disponibilidad de macronutrientes, pero tiene como desventajas la transformación o liberación del nitrógeno, e implica una mayor facilidad de aparición de elementos tóxicos.

Los resultados agronómicos del cultivo del arroz, y por lo tanto también los económicos, dependen en gran medida de las características del agua utilizada, de su disponibilidad y de las técnicas que se empleen. Por las condiciones y formas actuales de cultivo se excluye que en las zonas mediterráneas se pueda realizar el cultivo del arroz sin inundación, a semejanza de lo que ocurre en los países arroceros de la zona ecuatorial.

Ciclo hídrico del sistema

Cada año se practican artificialmente manipulaciones del nivel de las aguas del lago de la Albufera que determinan su ciclo hídrico. A partir de la última semana de abril, para efectuar la siembra del arroz, comienzan las operaciones de inundación hasta llevar el nivel de las aguas al punto requerido para el cultivo, con lo que el nivel de agua en el lago se mantiene y se completa con los aportes de los ríos Júcar y Túrria y algunas recirculaciones. A finales de junio y primeros de julio, dependiendo de cada zona de cultivo, los campos se desaguan durante unos 10 días (en el denominado "eixugó") para proceder a la escarda de malas hierbas y otros tratamientos fitosanitarios. A continuación tiene lugar el segundo periodo de inundación. A finales de agosto o primeros de septiembre nuevamente se desagua para recolectar el arroz y unos días después cuando ya tiene el grado de humedad requerido para la incineración se procede a la quema del rastrojo.

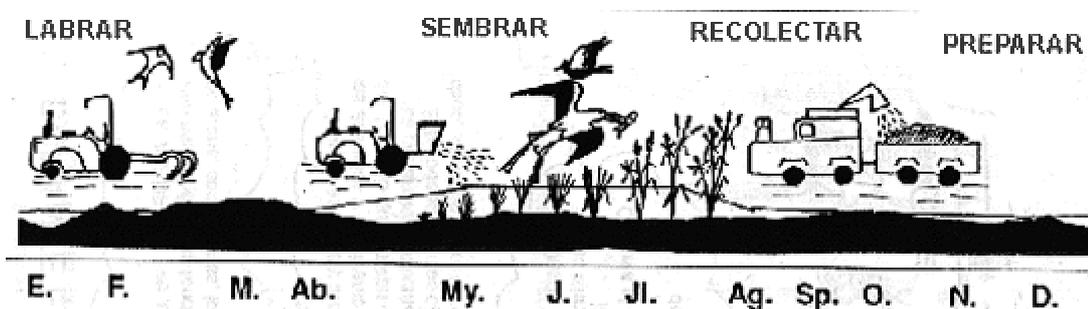


Figura 1: El ciclo del arrozal en la Albufera¹².

¹² De la página Web Albufera.com: <http://www.albufera.com>

A primeros de noviembre se vuelve a inundar la marjal para facilitar la presencia de anátidas, a las que se les proporciona alimento en los cotos de Silla, Sollana y Cullera. Es el tercer periodo de inundación y se conoce bajo el nombre de "perellonà". Durante este tiempo se desarrolla un ambiente anaeróbico en el sedimento de los arrozales inundados que permite a las bacterias fermentar la materia orgánica con liberación de ácidos orgánicos, y a las cianofíceas que crecen sobre el suelo inundado fijar el nitrógeno, operaciones que fertilizan de manera natural los campos.

A partir de primeros de enero se favorece la salidad del agua de la zona de arrozales más elevada de Sueca. A finales de febrero se rebaja el nivel de la Albufera y se deja salir toda el agua para que se sequen definitivamente los campos hasta el inicio de una nueva siembra.

Estos periodos no tienen lugar simultáneamente en toda la marjal, sino con una diferencia de unos 15 días; en primer lugar se inundan las áreas más próximas a la Albufera y las de la zona norte. Una o dos semanas después lo hacen las situadas más lejos, cerca de Sueca y Cullera. Las primeras lo hacen con agua que llega directamente de la Albufera, y que entra por gravedad, las segundas lo hacen con aguas que llegan del río Júcar.

Desde 1862 funciona la Junta de Desagüe con las competencias y las atribuciones que regulan el desagüe por las golas que unen la Albufera al mar (golas de Pujol, Perelló y Perellonet). En los primeros años del siglo XX se instalaron las compuertas mecánicas y desde el año 1991, existen turbinas eléctricas en las golas que aceleran el desagüe a la Albufera en situaciones críticas.

1.1.3 DISPONIBILIDAD DE AGUA Y PROCEDENCIA DE LAS AGUAS DE RIEGO

Las aguas que se utilizan para el riego de la zona objeto de estudio proceden, principalmente, de la depuradora de Pinedo. La depuradora se encuentra en la pedanía de Pinedo (Valencia), muy cerca del mar y del parque natural de la Albufera, próxima a una zona especialmente sensible desde el punto de vista medioambiental.

En esta depuradora de aguas residuales, el agua se somete a un pretratamiento, un tratamiento primario y un tratamiento secundario o biológico. La estación tiene capacidad de depurar diariamente cerca de 375 millones de litros de agua.

La depuradora procesa alrededor de un tercio de las aguas "negras" de la Comunidad Valenciana. A la estación llegan las aguas residuales a través de los colectores norte, sur (aguas de los hogares de la ciudad) y oeste (vertidos de 11 municipios de L' Horta Sud como Silla, Alcàsser, Picassent, Beniparrell, Alfafar, Picanya, Catarroja, Sedaví, Pinedo, Castellar-Oliveral y La Torre), que corresponde a una población de aproximadamente millón y medio de habitantes.

El agua depurada, según el tratamiento que recibe, bien se reutiliza para el riego de los campos de cultivo abastecidos por medio de la Acequia de l' Or, cuyos sobrantes desembocan en la Albufera (afluente Pinedo I) o bien se vierte al mar a través del emisario submarino (afluente Pinedo II). La citada anteriormente Acequia de l' Or es la responsable del riego de todas las parcelas del estudio, así como sus afluentes, las acequias de Petxinar, Vall, Tremolar, de Orellana y Nova, esta última, como ocurre con la acequia de Rabisanxo, mezcla las aguas de la depuradora con las procedentes de la acequia de Favara.

Durante el mes de mayo de 2001, comenzaron las obras de ampliación de la depuradora de Pinedo. Al finalizar las mismas a todas las aguas residuales que lleguen a la depuradora se les aplicará un tratamiento terciario, lo que dejará al agua con una carga mínima de contaminación, o lo que es lo mismo, se logrará un grado de depuración del 99,9 %. Con ello, aumentará la calidad de las aguas depuradas que llegan a los campos de cultivo y a la Albufera. En la actualidad, las aguas depuradas en la planta de Pinedo presentan un grado de depuración cercano al 90 %, en sus parámetros más significativos.

Cerca del 50 % del agua depurada que se obtiene en la depuradora se reutiliza para el riego de más de 25000 hanegadas de arroz y otros cultivos de L' Horta Sud, así como huertas colindantes, acción que contribuye a su mantenimiento y regeneración, mientras que el resto se vierte al mar y a la Albufera.

Respecto al lago, empieza a soportar de forma muy significativa un aumento de los vertidos agrícolas, y sobre todo, industriales y urbanos a raíz del desarrollo de los años sesenta. Hasta ese momento puede considerarse que la capacidad de recuperación del lago de la contaminación era suficiente para mantener un cierto equilibrio, actuando de alguna manera como un humedal artificial para tratamiento de aguas residuales, pero a partir de entonces se empieza a detectar una acumulación de contaminantes. Habrá que ver en que medida la reutilización del agua depurada perjudica o favorece al lago. A este respecto Ballesteros comenta: "L'abocament d'aigües residuals, tant d'origen urbà-industrial com d'excedents agrícoles, tindrà una especial incidència en la qualitat de l'aigua d'aquests sistemes que es tradueix en processos d'intensa eutrofització així com en distints tipus de fenòmens contaminants.//Hi ha altres processos que poden tindre una incidència específica sobre certs tipus de fauna, com és el cas de les activitats cinegètiques, causants del saturnisme o contaminació per plom de determinades espècies d'aus limnícoles."¹³. A esto el mismo autor añade además la vulnerabilidad de las zonas húmedas propias del litoral valenciano, sometidos a un delicado proceso de equilibrio entre los diferentes factores.

En la actualidad, se puede decir que los materiales del fondo del lago son semejantes a los de un humedal artificial o a los fangos de depuradora, materiales ricos en materia orgánica, restos de microorganismos, metales pesados y otros contaminantes orgánicos persistentes. En cierta forma el lago de la Albufera ha actuado durante décadas como si de una depuradora se tratara, donde las funciones biológicas de los organismos descomponedores funcionan eficientemente pero a un ritmo menor que en las depuradoras industriales convencionales (Peris et al.¹⁴, 2000).

Con el Plan Director de Saneamiento Integral de la Albufera de 1992 se diseñaron actuaciones en las que se preveía instalar tres depuradoras acompañadas de una red de colectores. También se proyectó un gran colector conocido como "Colector Oeste" cuya misión principal era recoger las aguas

¹³ De BALLESTEROS, B.J. "Influència de les aigües subterrànies a les zones humides litorals valencianes. Gènesi i interrelació". *Braçal*, 2001, nº 24, p.27-48.

¹⁴ PERIS, E., MONZÓ, J., PAYÁ, J. y BORRACHERO, M.V. "Characterization of lagoon sediments and their pollutant charge. Proposals for reusing". En WASCON 2000: The Fourth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Constructon with Alternative Materials. Leeds/Harrogate, 2000.

residuales del sector noroeste (160.000 habitantes) y conducirlos a la depuradora situada en Pinedo; además de la incorporación de diversos ramales secundarios procedentes de Silla, Picassent, Alcàsser, Catarroja, Picanya, Alfafar y La Torre. Esto supuso una leve mejora del estado trófico del lago. Pero pese a estas mejoras, el estado trófico del lago dista mucho del esperado. En el año 1997 se puso en marcha el "Plan POMAL" para mejorar la conexión del saneamiento urbano de l' Horta Sur con el colector para así reducir los vertidos que todavía se efectúan sobre la red de riego en este sector. Sin embargo, los sistemas de saneamiento del polígono industrial de Massanassa y del sector sur de Albal, el sector sur de La Torre, Benetússer, Alfafar y Sedaví, cuyo deficiente alcantarillado vierte parcialmente sobre las acequias, continúan enviando aguas sin depurar. El polígono industrial del Romaní queda sin solución por encontrarse aislado y sin una red de saneamiento conectada al sistema Albufera Sur. Por otro lado la acequia de Rabisanxo se ha convertido en el principal vehículo de entrada de sustancias contaminantes, mientras que la Acequia de l' Or capta y reutiliza sobrantes de riego de Benetússer, Alfafar y Sedaví, caudales que transportan una importante carga contaminante, y es por donde desvían sus aguas hacia la Albufera (Marco¹⁵ et al., 1999).

El origen de las aguas residuales que llegan a la depuradora es fundamentalmente de origen urbano: proceden de las viviendas cargadas de desechos orgánicos y detergentes y van a las alcantarillas que comunican con los tres grandes colectores: norte, sur y oeste. La red de saneamiento de Valencia cuenta con 1500 km entre alcantarillado y colectores. Estos circulan por el subsuelo de la ciudad y desembocan directamente en la depuradora. El norte y el sur recogen las aguas residuales de los hogares de la capital y, por el oeste, discurren los pertenecientes a los municipios de L'Horta Sud, situados entre Silla y Valencia, como Beniparrell, Catarroja, Picanya, Sedaví, Silla, Benetússer, Massanasa, Alfafar y las pedanías de Castellar-Oliveral y La Torre.

Además, la estación depuradora recibe parte de las aguas procedentes del baldeo de calles y de las lluvias, que se han convertido en agua sucia al mezclarse con el polvo y la basura que hay en la calzada. También Pinedo depura los excedentes de agua de riego que circulan por las acequias. Estas

¹⁵ MARCO, J.B. *et al.* Regadío y saneamiento urbano en la Albufera de Valencia. Análisis cartográfico. Valencia: Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia, 1999.

últimas arrastran todo tipo de residuos que llegan a la planta junto con las aguas de consumo humano.

1.1.4 PROCESO DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Como ya se ha comentado, la procedencia de las aguas de riego de la zona de estudio es la tratada en la depuradora de Pinedo. Las aguas residuales que discurren por los colectores norte, sur y oeste desembocan en la cabecera de la planta, donde los residuos que arrastra el líquido los retienen dos tipos de rejillas. La primera recoge los sólidos más gruesos y la segunda aquellos que tienen un tamaño inferior. En la entrada de agua a la depuradora existe un puente móvil compuesto por una cuchara bivalva con la que se vacían los residuos que se acumulan en la cabecera de la planta.

Posteriormente, mediante tornillos de Arquímedes y bombas sumergidas, el agua sucia se eleva hasta unos canales donde se alcanza una gran velocidad. Al pasar por unas rejillas automáticas más finas, los objetos más pequeños permanecen retenidos en ellas. Aquí se produce la separación entre el agua y casi la totalidad de las partículas sólidas de menor tamaño.

El agua todavía está sucia y cargada con diversas sustancias como aceites, arena, detergentes, jabones y aguas fecales. Mediante el ensanchamiento del canal se consigue disminuir la velocidad de la corriente, lo que permite la sedimentación de las arenas y la flotación de las grasas en los desarenadores-desengrasadores: unos canales de sección troncocónica con puentes barreadores que los recogen longitudinalmente, arrastrando grasas y espumas hasta el punto de recogida y bombeando las arenas al fondo hasta un canal lateral en el que se recogen en contenedores, tras el paso por los clasificadores de arenas.

Para poder unir los residuos sólidos suspendidos en el agua y eliminarlos por sedimentación, el agua recibe un tratamiento físico-químico de una mezcla de reactivos: cloruro de hierro (III) y polielectrolitos aniónicos que actúan como agentes coagulantes y floculantes.

Durante aproximadamente dos horas el agua permanece en unas balsas circulares- troncocónicas de unos 40 m de diámetro y tres de altura sin apenas

movimiento, como en un lago, donde se produce la sedimentación de los fangos. Éstos son los decantadores primarios, provistos de un puente radial con rasquetas de fondo para la extracción del lodo sedimentado, que constituirán los llamados fangos primarios, y rasquetas superficiales para la recogida de espumas. Poco a poco la suciedad más densa, el fango o el lodo, va depositándose por gravedad al fondo, mientras que la de menos densidad flota y la arrastran las rasquetas.

Llegado este momento, el agua comienza a tener cierta transparencia, pero todavía no está limpia, aunque por su aspecto puede pensarse lo contrario, pues contiene una elevada cantidad de partículas disueltas y en suspensión, que es materia orgánica que no puede depositarse por sedimentación.

Esta materia orgánica se elimina, en gran medida, en las cubas de aireación, lugar donde las aguas negras reciben el tratamiento biológico. El agua se mezcla con el lodo activo, y en este fango nacen, viven y se reproducen una gran cantidad de microorganismos, bacterias y protozoos, que utilizan esa materia como alimento. Para vivir necesitan oxígeno que se les proporciona a través de los reactores biológicos por medio de aireación tipo turbina. El tiempo de permanencia del agua en los reactores es de aproximadamente de tres horas.

Tras el tratamiento biológico, el agua pasa a los decantadores secundarios o clarificadores, balsas circulares de succión de 45 m de diámetro y 3 m de altura, donde se separa el agua depurada del fango biológico; en este fluido es donde se desarrollan los microorganismos que se llevan de nuevo a la cuba de aireación para que vuelvan a alimentarse y limpien el agua, en lo que se denomina recirculación de fangos.

Es a partir de este momento, tras unas diez horas totales de tratamiento, cuando se puede apreciar la labor realizada con las aguas residuales en la depuradora de Pinedo, agua clara, con un grado de depuración cercano al 90 %, que si se compara con la que proviene de los colectores y entra en la cabecera de la planta experimenta un sensible cambio.

Actualmente se está construyendo una fase que se destinará al tratamiento terciario de elementos como fósforo y nitrógeno. Hasta el momento sólo se llega al tratamiento secundario o biológico pero debido a las altas concentraciones de estos elementos en las aguas se ha planteado este último tratamiento.

PRETRATAMIENTO	Rejas de grueso	Retiene los sólidos grandes
	Rejas de finos	Retiene los sólidos pequeños
	Tornillo de Arquímedes	Eleva las "aguas negras"
	Desarenado-desengrasado	Elimina las grasas-arenas
TRATAMIENTO PRIMARIO	Tratamiento químico	Eliminación de sólidos suspendidos en un alto porcentaje
	Tratamiento físico	
TRATAMIENTO BIOLÓGICO	Reactores biológicos	Microorganismos que se alimentan de la materia orgánica disuelta y suspendida
TRATAMIENTO SECUNDARIO	Decantación secundaria	Separación del agua depurada y del fango biológico

Tabla 1: Fases del proceso de depuración.

1.2 HIPÓTESIS DE TRABAJO

Ya se ha comentado la sensibilidad ambiental sobre la Albufera y su entorno, en el que se incluyen los arrozales que la bordean, en concreto los situados al norte de la misma y al sur de la ciudad de Valencia, zona en la que se centra el estudio. Por una parte, está el problema de la eliminación de las aguas residuales de la ciudad y de la periferia urbana que la rodea, y la falta de recursos hídricos para la agricultura. Por otra, como medida que pretende compensar ambos problemas, lleva tiempo utilizándose el agua procedente de la depuradora urbana de Pinedo que ha tenido un tratamiento secundario, en el riego por inundación del cultivo del arroz al sur de la ciudad.

Pero el uso de agua de la depuradora en el arroz parece que también presenta algún que otro inconveniente. Aparecen problemas, entre otros, por el exceso de nutrientes contenidos en el agua de riego, exceso que en el caso del

nitrógeno hace que la cosecha se encame y obliga a utilizar variedades de pequeño desarrollo del tallo. También el exceso de fósforo implica una más rápida eutrofización de las aguas. Asimismo, los metales pesados que lleva el agua pueden pasar al cultivo y de ahí al consumidor, o bien acumularse en el suelo o en la Albufera llegando a la cadena trófica del ecosistema del lago. Son muchos los materiales que llevan las aguas procedentes de los cultivos y de las acequias de la zona de estudio a la Albufera; según Vicente et al¹⁶ (1992) las acequias de la zona que suponen un caudal de 95 hm³ al año para la Albufera, le aportan 420000 kg/año de fósforo total (el 42 % del fósforo total que recibe el lago), 1500 millones de kg/año de materia orgánica (representa el 15 %) y 1700 millones de kg/año de materiales minerales (el 22% del total).

Por tanto, para conocer en que medida todo ello se produce en el sistema suelo-agua-planta y en el entorno medioambiental, se plantea el analizar los suelos agrícolas regados con aguas reutilizadas de origen urbano, sin dejar de lado el cultivo del arroz, las propias aguas y el entorno en que se enmarca todo ello.

En el trabajo se analizan los suelos que se distribuyen en el recorrido de una misma línea de riego, pero siempre pensando tanto en nutrientes como en elementos traza, en el equilibrio entre las fracciones de elementos solubles, absorbibles y no absorbibles por las plantas desde la solución del suelo que es la travesía obligatoria para muchos de estos elementos. Asimismo, como las aguas pasan de una parcela a otra, este hecho permite estudiar el efecto acumulativo de los nutrientes contenidos en las aguas reutilizadas urbanas a lo largo de la línea de riego.

En este estudio no sólo se contemplan los efectos desde el punto de vista lineal en superficie, sino también vertical en tres profundidades distintas del suelo, y temporal al realizar análisis en tres años consecutivos en distintas fases del cultivo.

Como ya se ha planteado, la caracterización de los suelos de cultivo es importante, ya que podría actuar como una especie de filtro verde respecto a la Albufera, pero a la vez habrá que ver si la planta asimila nutrientes nocivos para

¹⁶ VICENTE, E., MIRACLE, M.R., SORIA, J.M. "Global model for nutrient flux and biomass production in the Albufera of Valencia, Spain". *Rapp. Comm. Int. Medit.*, 1992, vol. 32, nº1.

su desarrollo o como posterior producto de consumo humano. En lo relativo la posible actuación como "filtro verde" del suelo y del cultivo hay que valorarlo en su fase final, donde desembocan las aguas de riego, por sí tanto la planta como el suelo pueden ayudar a que las aguas que lleguen al lago reduzcan el contenido de los contaminantes. Otro efecto es el acumulativo, debido a que las sales y los contaminantes se pueden concentrar a lo largo de las parcelas. El efecto contrario es el posible "arrastre" de contaminantes que recorrerían toda la línea de aguas hasta desembocar en el punto final del trayecto, el lago.

Para verificar estas hipótesis y constatar la magnitud que pueden tener los supuestos planteados, el estudio se va a centrar en los análisis físico-químicos. En concreto, en el análisis de macronutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio así como en el contenido de materia orgánica, pH, conductividad eléctrica (CE), y en la determinación de la concentración de metales pesados o elementos traza.

Para llevarlo a cabo se eligen nueva parcelas de la zona. Cinco de ellas se riegan con aguas procedentes de la depuradora que se encuentran a lo largo de una misma línea de riego (parcelas 2, 3, 4 y 5), otra donde el agua de la depuradora se mezcla con el agua de muy mala calidad de la acequia de Favara (parcela 1), a partir de la parcela 6 se pueden recibir también aguas de la de la acequia de Nova que lleva mezcladas de la acequia de Favara, la parcela 9 recibe aguas mayoritariamente de la Albufera y por último la parcela número 8 que se riega con los tres tipos de aguas (Favara, depuradora y Albufera). Asimismo, a partir de la parcela 6, ésta inclusive, los campos reciben los efectos de la "perellonà". De estas nueve parcelas se toman muestras de suelo que luego se analizará en el laboratorio, pero también de las aguas en cada parcela y del agua de las acequias que les suministran, así como de material vegetal con el objeto de valorar la incidencia de los posibles contaminantes y nutrientes a lo largo de todo el ciclo vegetativo y de riego.

Se pretende seguir la evolución espacial de los elementos y contaminantes químicos a lo largo de la línea de riego, pero también a lo largo del tiempo, por ello se toman muestras de suelos y aguas en distintos momentos del ciclo a lo largo del año, durante tres años sucesivos 2001, 2002 y 2003. Del cultivo se toman muestras al final de la cosecha, analizándose grano y tallo, al tiempo que se inspeccionan los campos en distintas fases del cultivo para comprobar el desarrollo de las plantas.

Sin embargo, este trabajo tiene la incertidumbre de todo ensayo real donde no se pueden controlar todas las condiciones; por lo que para complementarlo se realizan otros experimentos controlados con los mismos suelos de las parcelas.

En un primer experimento se pretende acotar la incertidumbre que representan las condiciones reales y por ello se intentan reproducir de manera controlada en macetas. Para realizarlo se toman muestras de suelo de las nueve parcelas y se realizan tres ensayos por parcela, lo que implica un total de 21 macetas para el experimento. De los tres grupos de ensayos: en uno se riega el suelo con agua de la depuradora, mientras que en los otros dos se siembra arroz regándose en un caso con agua destilada y en otro con agua de la depuradora, siempre sin percolar. Con esto se intenta ver a nivel individual los aportes de elementos y contaminantes con el agua de riego, y por el contrario, en que medida son retenidos por el suelo o por el cultivo, a la vez que como afectan éstos al crecimiento del cultivo. Se analizarán los parámetros anteriores en las aguas recogidas de la zona de estudio con las que se van a regar las macetas, los suelos antes y después del experimento, y la planta en la que se analiza independientemente grano, tallo y raíz. Con este experimento se pretende constatar las modificaciones observadas en los suelos a consecuencia del riego continuado con aguas de mala calidad y la absorción por las plantas de los elementos contenidos en las aguas de riego y en el propio suelo.

El otro experimento es un ensayo de laboratorio consistente en regar varias veces con aguas de distinta calidad estos suelos para analizar el arrastre o la retención de los nutrientes, de las sales y de los elementos contaminantes a través de la infiltración vertical. Se pretende cuantificar la retención de los elementos que lleva el agua en el suelo o por el contrario en qué medida el agua lixivia elementos del suelo. En este ensayo se toman los suelos de tres de las parcelas, se riegan con agua destilada y con el agua con la que se riegan estas parcelas, se analizan las aguas de entrada y de salida comparándose con el agua destilada para poder cuantificar la concentración del percolado.

1.2.1 OBJETIVOS GENERALES

El **OBJETIVO GENERAL** de este trabajo es conocer la capacidad de depuración de los suelos sobre las aguas residuales y a la vez ver la posibilidad de aprovechar el potencial de aporte de elementos nutrientes de éstas al suelo y aumentar el rendimiento agrícola a partir de la materia orgánica y los nutrientes del agua residual. Es decir:

- Ofrecer una visión global de la calidad agronómica de los suelos agrícolas regados con las aguas residuales y los efectos que puedan producir en estos suelos de los campos de arroz de los términos municipales de Valencia y Alfafar, en comparación con aguas de otra procedencia.
- Calibrar el exceso de nutrientes que pueden aportar como riego las aguas de la depuradora al cultivo del arroz y sus efectos. Así como, cuantificar el aporte extra de nutrientes para no sobrepasar los límites máximos permitidos por el cultivo y la posibilidad de ahorrar abono comercial.
- Determinar los niveles de elementos traza en los suelos y sus posibles efectos ambientales y en el cultivo. Los metales pesados analizados son: el boro, el cobre, el cromo, el hierro, el manganeso, el níquel, el plomo y el zinc. Se han escogido estos por su toxicidad sobre los seres vivos o por el peligro ambiental que puedan suponer, y por los indicios sobre su posible presencia en las aguas de riego a partir de datos recogidos previamente.
- Realizar estos tres objetivos de un medio espacialmente organizado. El agua de riego en el arrozal fluye de parcela en parcela de modo que todos los procesos mencionados se producen con una cadencia espacial en la cual la posición es absolutamente relevante. En definitiva el arrozal se comporta como un "filtro verde" entre las aguas residuales depuradas y el lago de la Albufera, situación que se da también en numerosos humedales mediterráneos como el Delta del Ebro, La Camarga y otros. Para valorar los efectos medioambientales sobre el cuerpo de agua receptor, es preciso conocer la estructura espacial del proceso de retención de contaminantes por el conjunto suelo-agua-planta.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar, evaluar y seguir la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, del pH en los suelos regados por aguas reutilizadas.
- Analizar, evaluar y conocer la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, de la conductividad eléctrica presente en los suelos regados por aguas reutilizadas.
- Analizar la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, del contenido de materia orgánica presente en los suelos regados por aguas reutilizadas.
- Analizar, evaluar y conocer la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, del contenido de nitrógeno presente en los suelos regados por aguas reutilizadas.
- Analizar y observar la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, del contenido de fósforo presente en los suelos regados por aguas reutilizadas
- Analizar, evaluar y seguir la evolución, en el tiempo y a lo largo de la línea de riego, del contenido de potasio presente en los suelos regados por aguas reutilizadas.
- Determinar los niveles y la posible acumulación de elementos traza en estos suelos y en las aguas de riego, y estudiar la evolución de estos elementos a lo largo de la línea de riego tanto en las aguas como en el suelo.
- Asimismo cuantificar la influencia del empleo de esta agua en el cultivo del arroz.
- Evaluar la calidad de las aguas usadas para el riego y su evolución a lo largo de la línea de riego comparando con otras aguas.
- Estudiar bibliográficamente el caso, a partir de estudios anteriores en la zona y comparar con casos similares en otros lugares del mundo.

En definitiva, se quiere determinar si las aguas reutilizadas de origen urbano son apropiadas para el riego de parcelas destinadas al cultivo del arroz, y estudiar si se producen fenómenos como la acumulación y el lavado de elementos o si el suelo podría actuar de alguna manera como filtro verde, es decir si es mejor para la Albufera verter directamente las aguas reutilizadas en ella o si por el contrario llegan en mejores condiciones si se utilizan a lo largo de toda la línea de riego.

1.2 ESTRUCTURA DEL TRABAJO

El trabajo se subdivide en cinco partes claramente diferenciadas. La primera, en la que se analiza la problemática y el entorno donde se plantea el estudio, se realiza un primer esbozo de en lo que va a consistir el trabajo, para a partir de ahí marcar los objetivos iniciales que se persiguen.

En segundo lugar, se realiza una recopilación bibliográfica sobre el tema de la reutilización de aguas residuales para el riego, centrada principalmente en los problemas que pueden producir en suelos y cultivos por las altas concentraciones, desde el punto de vista químico, de las aguas residuales. Lo cual no implica que no se tengan en cuenta en este apartado otros aspectos que afectan a las aguas residuales, como los sanitarios o la contaminación de origen biológico que éstas pueden producir. Asimismo se buscará información bibliográfica de otros temas que surgen paralelos a la reutilización para riego en la agricultura, como son la dinámica de macronutrientes y micronutrientes en el suelo y en las plantas, el empleo agrícola de lodos de depuradora o la problemática ambiental que suponen las aguas residuales en la zona de estudio. Por último, en este apartado se intentará profundizar en otros trabajos directamente relacionados con el empleo de aguas residuales urbanas e industriales en el cultivo del arroz, analizando hasta que punto han llegado los estudios en la actualidad para a partir de ellos continuar las investigaciones en éste.

En el apartado siguiente se describen los métodos seguidos para desarrollar los trabajos planteados, por tanto, se cuenta el cómo se realiza la toma de muestras tanto de suelos como de aguas y de material vegetal,

posteriormente se narra el tratamiento que se les da a éstas y se detallan los análisis realizados.

Finalmente, los resultados de los análisis se tratan estadísticamente y se comparan y contrastan entre ellos y con otros análisis suministrados realizados por algunos organismos, y los obtenidos en otros estudios. La razón para este estudio comparativo es encontrar alguna tendencia o si existe alguna relación entre ellos, para de este modo obtener unas conclusiones coherentes con los objetivos establecidos inicialmente.

2 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

2 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

2.1 LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

En 1989 la Organización Mundial de la Salud planteaba el importante papel que la reutilización de las aguas residuales desempeña en la administración de los recursos hídricos como sustituto del agua natural empleada en riego agrícola y jardinería. Como consecuencia de esto, el resto de los recursos hídricos quedan liberados para otros usos que requieren una mayor calidad, como es el empleo como agua potable, lo que implica además un menor agotamiento de estos recursos y un inferior coste del agua.

La reutilización de aguas residuales urbanas para riego agrícola, jardinería o instalaciones deportivas como campos de golf, se plantea como consecuencia del déficit hídrico que se presenta en muchas zonas del planeta. En zonas problemáticas similares a la de la vertiente mediterránea española, como son California e Israel, los caudales de agua regenerada desempeñan o pueden desempeñar un importante papel a la hora de compensar este déficit hídrico, como apunta T. Asano "la reutilización de agua es un componente de la gestión de recursos hidráulicos"¹⁷.

La reutilización de las aguas residuales es un hecho frecuente dentro del ciclo hidrológico. Desde siempre, las aguas continentales han sido utilizadas, vertidas y captadas de nuevo para su uso de forma sistemática. Las aguas residuales procedentes de las depuradoras suponen la existencia de caudales más o menos constantes, lo que hace que las administraciones encargadas de la planificación hidrológica las tengan en consideración como una fuente importante de recursos. Pero se piensa en ellas tanto por el carácter de suministro alternativo que esta práctica conlleva, como por la componente de minimización del impacto ambiental. Así, la reutilización de las aguas puede ser factible si es la mejor y/o más económica de las alternativas que se pueden realizar en una gestión integral de las mismas.

¹⁷ ASANO, T. y MUJERIEGO, R. "Water Quality Guidelines for Wastewater Reuse". En Comunicaciones de las Jornadas Técnicas Biosólidos y Aguas Depuradas como Recursos. Gerona, Consorcio de la Costa Brava, 1994.

Las aplicaciones de los subproductos de las EDAR requieren su valoración y caracterización, a la vez que se puede condicionar el nivel de depuración y reclamar específicamente tratamientos no convencionales. La componente sanitaria de la reutilización hizo plantear cuál era el tipo de tratamiento más adecuado para los diversos usos. La extensión del tratamiento necesario y por tanto la calidad obtenida sigue siendo motivo de polémica actualmente, ya que esta última se ha traducido en estándares de calidad.¹⁸

La experiencia de otros países como USA¹⁹, Israel²⁰, Japón²¹ y algunos países europeos, a partir de sus respectivas recomendaciones y normativas, no permiten a los responsables de la gestión de los recursos hídricos suministrar aguas sin tratamiento, y no sólo por la responsabilidad inherente al uso de un recurso que genera un riesgo para el usuario intermedio y final. Como consecuencia, los procesos de tratamiento, regeneración o recuperación se han hecho imprescindibles casi en todos los casos, teniendo una importancia especial los procesos de desinfección que dan una calidad biológica de acuerdo con las normas más restrictivas.

No obstante, el agua regenerada debe considerarse como una fuente fiable de suministro incluso en épocas de sequía, siendo capaz de reemplazar en algunos usos al agua potable por una de calidad sub-potable, que puede permitir hacer frente con éxito a demandas elevadas en cortos periodos de tiempo (Asano²², 1991).

¹⁸ ARNAU, J., BALAGUER, M.D., PARDINI, G.y CUSIDÓ, A. Projecte RISE (Reutilizació Integral de Subproductes d'EDARs). Barcelona, CIRIT-Departament de Medi Ambient, 1997.

¹⁹ PETTYGROVE, G.S. Y ASANO, T. Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual. California State Water Resources Control Board. Report N^o 84-1wr. Michigan: Lewis Publishers, 1985.

²⁰ JUANICO, M., SHELEF, G. y VIKINSKY, M. "Reuse of stabilization pond effluent for agricultural irrigation in Israel". *Water Science and Technology*, 1997, vol. 19 (12), p. 299-305.

²¹ ASANO, T., MAEDA, M. y TAKAKI, M. "Wastewater Reclamation and Reuse in Japan: Overview and Implementation Examples". *Water Science and Technology*, 1996, vol. 34, p. 219-226.

²² ASANO, T. "The role of water reclamation and reuse in USA". *Water Science and Technology*, 1991, vol. 23, p. 204-209.

2.1.1 CARACTERÍSTICAS GENERALES

Los sistemas hídricos están sometidos a afecciones de contaminación cada vez más intensas lo que obliga a importantes inversiones en plantas depuradoras. A pesar de estos tratamientos las masas de agua siguen experimentando procesos que degradan su calidad, como la eutrofización²³ por la incorporación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), que impiden usos posteriores donde se exige una mayor calidad. Esto supone un aumento en la inversión, ya de por sí elevada, en tratamientos de eliminación de esas sustancias que tienen, además, el inconveniente de complicar mucho el tratamiento de las aguas y encarecen más su explotación posterior.

La reutilización planificada de las aguas residuales ofrece, por tanto, **BENEFICIOS** entre los que destacan:

La disminución de los costes de tratamiento y vertido del agua residual.

Un aumento de los recursos hídricos disponibles.

Un caudal constante y una mayor regularidad en el suministro, que permite cierta autonomía en las épocas de mayor escasez de recursos. El flujo de agua residual es generalmente mucho más fiable que el de la mayoría de los cauces naturales de agua.

Una reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, especialmente de sustancias no consideradas como contaminantes primarios pero que tienen un efecto muy perjudicial a largo plazo en las masas de agua.

El aplazamiento, la reducción o incluso la supresión de instalaciones adicionales de tratamiento de aguas de abastecimiento, lo que supone eliminar efectos desfavorables en los cursos naturales de agua y una disminución en el precio de la misma.

²³ “La eutrofización es el proceso natural de envejecimiento de los lagos. Progresan así sin tener la ayuda del hombre. La contaminación acelera el envejecimiento natural y acorta considerablemente la vida del receptor acuático” en RAMALHO, RS. Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona: Reverté, 1996.

Un aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, especialmente cuando el agua regenerada se utiliza para el riego agrícola y para la jardinería.

La conservación del agua de abastecimiento para el consumo humano, tanto en cantidad como en calidad, y la recarga de los acuíferos.

Sin embargo, frente a las múltiples ventajas que ofrece la reutilización de las aguas también existen **INCONVENIENTES** que dificultan su práctica:

El transporte de agua regenerada desde el punto donde se produce hasta el lugar de su uso obliga a realizar importantes inversiones que pueden encarecer bastante el precio de la misma, aunque, este problema no se da en las parcelas objeto de estudio.

También, al tener que realizar un almacenamiento para dotar de forma continua y con los caudales adecuados el nuevo aprovechamiento, por las características y el origen de las aguas regeneradas, se producen olores y molestias en el entorno.

Como el aprovechamiento puede no ser continuo y puede existir un exceso de aguas regeneradas, hay que dotar el sistema de un vertido directo a un cauce natural. Esto implica que existen casos en que no se puede descuidar la calidad del agua regenerada.

Si la reutilización se hace en zonas donde existen conducciones de agua natural cabe la posibilidad de que las conducciones del agua regenerada la contaminen.

Por otro lado, ante la creciente presión que existe a la hora de verter las aguas tratadas en los cursos naturales de agua (cada vez se extiende más la percepción de que no sólo hace falta eliminar DBO sino también eliminar nutrientes para evitar sus impactos adversos), una alternativa a tener en cuenta es la de no abocar o de abocar tan sólo un determinado caudal al cabo del año. El resto de agua podría ser reutilizada para el riego (agrícola, jardinería, etc.), lo cual sería otra forma de eliminación biológica de los nutrientes, que se reciclarían a través de su incorporación en los tejidos vegetales. La aplicación de un modelo de gestión de transmisión periódica de información sobre las aportaciones de nutrientes podría ser la forma de concienciar a los agricultores de la necesidad de

un mejor manejo de los fertilizantes, con la finalidad de reducir su impacto sobre los acuíferos.

Continuando con la idea de minimización del impacto ambiental de la actividad humana, las aguas regeneradas pueden ser reutilizadas como barrera para evitar la intrusión marina en los acuíferos costeros o como instrumento para la restauración ambiental de determinados ecosistemas acuáticos. En estos casos, sin embargo, no es suficiente con una simple desinfección del efluente secundario, como pasa en el caso del riego, si no que hará falta producir un agua de una calidad específica en función de su destino, de manera que hay que identificar los procesos de tratamiento que permitirán conseguir en cada caso esta calidad (Arnau, 1998)²⁴.

En resumen y pensando especialmente en el uso agrícola de este agua, a partir de los estudios de diversos autores, se puede decir que su empleo supone una mejora en el desarrollo y la producción (Trakka-Mavrona²⁵, 1996), en la fertilidad del suelo (Hayes ²⁶, 1990) y reduce el gasto de fertilizantes comerciales (Ivorra ²⁷, 1997; Segura ²⁸, 2000). Sin embargo puede incrementar la salinidad del suelo (Ivorra , 1997), favorecer la acumulación de metales pesados (Paliwal ²⁹, 1998) y la presencia de patógenos perjudiciales para la salud humana (Rose , 1996).

²⁴ Véase ARNAU, J. y SAN LORENZO, M. G. Reutilizació d'aigües residuals urbanes. Monografía núm. 3, "Tecnologies del Medi Ambient". Gerona: Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya, 1998.

²⁵ TRAKA-MAVRONA, E., MALOUPA, E., PAPADOPOULOS, F. y PAPADOPOULOS A. "Response of greenhouse tomatoes to wastewater fertirrigation in soilless cultivation". *Acta Horticulture*, 1998, nº 458, p. 411-415.

²⁶ HAYES, A.R., MANCINO, C.F. y PEPPER, I.L. "Irrigation of Turfgrass with Secondary Sewage Effluent: I. Soil and Leachate Water Quality". *Agronomical Journal*, 1990, nº82, p. 939-943.

²⁷ En los trabajos publicados por IVORRA, R., BENABENT, M., ROMERO, B. y MATAIX, J. en el I Congreso Ibérico y III Nacional de Fertirrigación.

²⁸ SEGURA, M.L., MORENO, R., MARTÍNEZ, S., PÉREZ, J. y MORENO, J. "Effects of wastewater irrigation on melon growth under greenhouse conditions". *Acta Horticulturae*, 2000, nº 559, p. 345-352.

²⁹ PALIWAL, K., KARUNAICHAMY, K. y ANANTHAVALLI, M. "Effect of sewage water irrigation on growth performance biomass and nutrient accumulation in *Hardwickia Binata* under nursery conditions". *Biosource Tecnology*, 1998, p. 105-111.

³⁰ ROSE, J.B., DICKSON, L.J., FARRAH, S.R. y CARNAHAN, R.P. "Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility". *Water Resources*, 1996, vol. 30, nº 11, p. 2785-2797.

2.1.2 REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO EN EL MUNDO

Las necesidades hídricas han hecho de la reutilización de agua residual, a pesar de los posibles riesgos, un recurso fundamental a considerar en diversos lugares del mundo en los cuales el clima o la disponibilidad de agua no garantizan la necesaria para el desarrollo económico, y así ocurre en California, Israel y Sudáfrica desde hace bastante tiempo, y más recientemente en países con grandes densidades demográficas como Japón, Singapur o la India, o en algunos países árabes con altos déficit hídricos como Tunicia, Jordania o Kuwait, y en muchos lugares de Sudamérica, haciendo servir aguas tanto depuradas como sin depurar.

Las zonas del planeta donde más se ha usado y se está aplicando la reutilización como agua de riego es en lugares en que la climatología irregular limita la utilización de otros recursos hídricos como son California, Israel y otras zonas del Mediterráneo.

En **California**, ya en los años 80 existe un gran número de proyectos de reutilización de agua para riego agrícola y jardinería, manteniendo un incremento constante hasta la actualidad. El desarrollo de los proyectos de reutilización de aguas residuales se vio favorecido por la publicación en 1985 del que sería manual de riego de agua residual municipal regenerada de Pettygrove y Asano.³¹ California es el estado norteamericano con mayor consumo de agua el cual, a pesar de ser un estado turístico y de servicios, en aproximadamente un 90% la demanda total se emplea en el riego agrícola. Es también un caso claro en el que la reutilización de las aguas residuales se ha desarrollado de forma progresiva a medida que el incremento del consumo se ha ido encontrando con situaciones prolongadas de sequía e imposibilidad de desarrollar nuevos recursos superficiales y subterráneos.

³¹ PETTYGROVE, G.S. Y ASANO, T. Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual. California State Water Resources Control Board. Report N° 84-1wr. Michigan: Lewis Publishers, 1985.

California ha desarrollado una legislación³² específica que regula la calidad que ha de presentar el agua regenerada para cada uno de los posibles usos, así como los sistemas de tratamiento que hace falta seguir para llegar a conseguir dicha calidad. Diferencia entre usos urbanos restringidos junto con riego agrícola para cultivos sin consumo en crudo y uso urbano sin restricciones y riego agrícola en cultivos para consumo en crudo; para ello los parámetros más comunes que sirven para determinar los límites de calidad del agua son la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), en algunos casos expresada como la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación del carbono de la materia orgánica (DQO), la materia en suspensión (MES), y los recuentos de coliformes totales o fecales, los cuales se emplean como indicadores del grado de desinfección. Habitualmente también se establecen límites para la turbidez como sistema para controlar el funcionamiento de las instalaciones de tratamiento y regeneración.

Otro estado avanzado en el tema de reutilización dentro de los Estados Unidos es el de **Florida**. En este caso se trata de un estado sin problemas de abastecimiento de agua, en el que se plantea la reutilización de aguas con objetivos fundamentalmente medioambientales para preservar y mejorar la calidad de las aguas, tanto continentales como marinas, y por tanto de costas y playas, teniendo en cuenta que se trata de un estado eminentemente turístico. Por ello, se establece una legislación³³ muy estricta en todo aquello relativo a los vertidos en los diversos tipos de masas de agua. Así, se exigen elevados niveles de tratamiento a aplicar a las aguas residuales antes de devolverlas al medio acuático, entre ellos incluyen procesos de reducción de las concentraciones de nitrógeno y fósforo para minimizar los fenómenos de eutrofización, pero que resultan tan costosos desde el punto de vista económico que es preferible desarrollar sistemas de reutilización de las aguas para el riego agrícola y de jardinería, a pesar de que a menudo hace falta transportar las aguas a una cierta distancia de las estaciones de tratamiento y/o almacenarlas durante periodos de tiempo más o menos largos.

³² La Agencia Americana de Protección del Medio Ambiente (EPA) ha desarrollado unas recomendaciones respecto a la calidad necesaria de agua regenerada y de los procesos de tratamiento, sin embargo, en los Estados Unidos cada estado tiene competencias plenas para legislar en materia de aguas residuales. De hecho, California y Florida presentan unas exigencias de calidad del agua regenerada más restrictivas que las sugeridas por la EPA (EPA/625/R-92/004). Véase: GUIDELINES for Water Reuse. Washington DC: US Environmental Protection Agency (EPA), 1992.

³³ Vide nota 31.

Israel, el país con el mayor sistema de reutilización del mundo (alrededor del 70% de las aguas residuales), es otro ejemplo de una zona con escasa pluviometría, con una agricultura de regadío puntera, y por tanto con grandes necesidades de agua, lo que supone que las aguas residuales depuradas tengan que ser explotadas al máximo lo que representa un importante porcentaje de los recursos hídricos consumidos. Las exigencias legislativas discriminan en cuatro tipos de cultivos más o menos exigentes según la calidad de las aguas de riego, desde vegetales de consumo en crudo y parques a forrajes y riegos forestales. Los criterios de calidad del efluente hacen referencia a la DBO (total y disuelta), a los sólidos en suspensión, al oxígeno disuelto, a los coniformes fecales y al cloro residual libre. Así establece parámetros microbiológicos para cultivos de vegetales de consumo y parques, mientras que los otros usos tiene limitaciones de materia orgánica y oxígeno disuelto además de distancias de seguridad a zonas residenciales y vías públicas³⁴.

En el entorno más cercano, **Francia** por medio del "Conseil Superior d Hygiene Publique de France" publica en 1991 el documento "Recommandations sanitaires concernant l'utilisation, après épuration, des eaux résiduaires urbaines par l'irrigation des cultures et des espaces verts" que, en su segunda parte, establece criterios de calidad biológica y tratamientos recomendados inspirados en el documento de la OMS, y criterios de calidad química fijados, esencialmente, en función de su fitotoxicidad. Esta segunda parte propone tres categorías de estándares sanitarios (A, B y C) según el tipo de usos proyectados y las modalidades de riego³⁵.

Pero no sólo en los países del primer mundo se realizan experiencias sobre reutilización de aguas, también se está incrementando el empleo de este tipo de aguas en países subdesarrollados y sobre todo en países en vías de desarrollo, tal es el caso de la **India** o **Vietnam**. En este último país hay experiencias en reutilización tanto en el norte como en el sur del mismo, muchas de ellas en el

³⁴ HERNÁNDEZ, J.A. y CASTILLO, A. "Directrices y Normativas Sanitarias". En Reutilización de Aguas Residuales. Criterios para la Evaluación Sanitaria de Proyectos de Reutilización Directa de Aguas Residuales Urbanas Depuradas. Granada: Junta de Andalucía. Fundación Empresa-Universidad de Granada, 1994.

³⁵ ARNAU, J. y SAN LORENZO, M.G. Reutilizació d'aigües residuals urbanes. Monografía núm. 3, "Tecnologies del Medi Ambient". Girona: Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya, 1998.

riego del cultivo del arroz. A destacar el Water Sector Program Support³⁶, que es un programa de cooperación entre los gobiernos de Dinamarca y Vietnam en el ámbito de la reutilización de aguas. En este programa una primera medida fue elaborar una ley sobre aguas residuales, aprobada por el gobierno de Vietnam en el año 2000, para luego poner en práctica las mismas y llevar a cabo nuevos planes de reutilización en agricultura por todo el territorio del país.

Incluso un país como **Tunisia**³⁷ ha realizado un estudio a nivel nacional de las depuradoras para evaluar la calidad para el riego de sus efluentes. Estas aguas tienen un alto contenido en fertilizantes, con salinidad y sodicidad moderadas, baja concentración de metales pesados y mucha variabilidad en la carga de materia orgánica dependiendo del proceso de tratamiento, el porcentaje de agua industrial respecto al agua doméstica y de la calidad del agua suministrada.

En otras partes del planeta la reutilización de agua residuales en estos momentos supone un componente fundamental de la planificación de los recursos hidráulicos, como ocurre en China donde existen 1,3 millones de hectáreas regadas con agua residual, 10000 hectáreas en los alrededores de Melbourne, 16000 hectáreas en Santiago de Chile y las 90000 en los alrededores de la ciudad de Méjico (Bartone y Arlosoroff³⁸, 1987).

³⁶ RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environmental and Human Health Aspects. Working Paper 30. Hanoi, International Water Management Institute, 2001

³⁷ BAHRI, A. "Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia". En VARMA, C.V., RAO, A.R. y KAUSHISH, S.P. Actas del First Internacional Specialized Conference: Water Quality and its Management. en Nueva Delhi, India en marzo de 1998. Rotterdam: Brookfield, 1998.

³⁸ BARTONE, C.R. y ARLOSOROFF, S. "Reuse of pond effluent developing countries". *Water science and technology*, vol. 19, nº 12, p. 289-297.

PAIS	NIVEL DE REUTILIZACIÓN AGUAS DEPURADAS	REGULACIÓN DEL EMPLEO DE AGUAS DEPURADAS	PNB PER CÁPITA (1994)	APLICACIONES DEL AGUA DEPURADA		
				REGADIO	USOS URBANOS	POTABILIZACIÓN
AUSTRIA	ALTO	SI	17.260	OCASIONAL	PROYECTOS AISLADOS	
EE.UU.	MEDIO	SI	24.740	OCASIONAL	PROYECTOS AISLADOS	PROYECTOS AISLADOS
EMIRATOS ARABES UNIDOS	INTENSIVO	SI	21.430	PROYECTOS AISLADOS	OCASIONAL	
ESPAÑA	ALTO	SI	13.000	OCASIONAL	PROYECTOS AISLADOS	
FRANCIA	MEDIO	SI	22.490	OCASIONAL	PROYECTOS AISLADOS	
INDIA	ALTO	NO	222	OCASIONAL		
ISRAEL	INTENSIVO	SI	13.663	NUMEROSAS	OCASIONAL	
JAPÓN	INTENSIVO	SI	31.490	OCASIONAL	NUMEROSOS	PROYECTOS AISLADOS
KUWAIT	INTENSIVO	SI	19.360	PROYECTOS AISLADOS	OCASIONAL	PROYECTOS AISLADOS
MARRUECOS	MEDIO	NO	1.180	PROYECTOS AISLADOS		
MÉXICO	MEDIO	NO	3.400	OCASIONAL		

Tabla 2: Reutilización de aguas depuradas en el mundo 1990- 1994³⁹.

Por último a destacar, como puede verse en el cuadro anterior, que el grado de reutilización de las aguas residuales es función no sólo del índice de desarrollo del país o la región sino también de los recursos de agua existentes según la mayor o menor aridez de las condiciones climáticas (países árabes, Israel o la vertiente mediterránea española⁴⁰) o de la densidad de población (Japón o la India).

África: Argelia, Botswana, Costa de Marfil, Chad, Egipto, Etiopía, Islas Mauricio, Madagascar, Libia, Malawi, Mali, Nigeria, Senegal, Zimbabwe, Tanzania, Tunicia, Kenia, Sudan, Sudáfrica
Asia: Afganistán, Bahrein, Ceilán, Corea del Sur, China, Emiratos Árabes, Filipinas, India, Indonesia, Irak, Israel, Japón, Jordania, Kuwait, Malasia, Omán, Pakistán, Qatar, Siria, Tailandia, Turquía, Vietnam, Yemen
América del Norte: Estados Unidos (Arizona, California, Florida, Michigan, Texas), Méjico.
América del Sur: Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Republica Dominicana, El Salvador, Guatemala, Guyana, Haití, Jamaica, Nicaragua, Perú, Venezuela
Europa: Alemania, Chipre, Gran Bretaña, Grecia, España, Suiza
Oceanía: Australia, Islas Samoa,, Melanesia

Tabla 3: Reutilización de aguas depuradas en el mundo. Países que en mayor o menor medida usan aguas residuales depuradas en agricultura.

³⁹ Fuente RENAUD, P. *et al.* Internacional Report. En IWSA World Congress. Blackwell Science Ltd, 1997.

⁴⁰ RICO, A.M., OLCINA, J., PAÑOS, V. y BAÑOS, C. Depuración, desalación y reutilización de aguas en España. Barcelona, Oikos-tau, 1998.

2.1.3 LA REUTILIZACIÓN EN ESPAÑA

Los problemas de sequía continuada durante años es lo que hace plantear en algunos lugares la reutilización de aguas residuales para asegurar una mayor constancia de caudales.

Como ya se comenta con mayor extensión en apartados siguientes, el gran problema de la reutilización de agua en España es la ausencia de normativa, tanto en cuanto a los usos del agua reutilizada como en cuanto a los criterios de calidad de las mismas, si bien el Plan Hidrológico Nacional da un importante papel a la reutilización de aguas y la nueva Ley de Aguas incluye un esperado Decreto de Reutilización que fija los usos y los criterios de calidad.

Por otro lado, según el Libro Blanco del Agua⁴¹, en la actualidad existen en España 125 casos de reutilización directa, lo que supone 230 hm³ de agua reutilizada al año, aprovechada principalmente en las islas y en las cuencas del Júcar y del Segura. De la gran mayoría de esta agua, sólo un 3% se podría destinar a agua de calidad según ciertos análisis, ya que generalmente sólo se aplica un tratamiento básico y otro secundario. Si bien, en términos generales para usos agrícolas y similares no sería necesario un tratamiento terciario, se deberá incorporar éste con todas las garantías para que no se limiten los usos.

Por tanto, también en España hay iniciativas que han hecho evidente una visión clara de futuro y que se han desarrollado en lugares aislados, sin participar todavía de una política global de máximo aprovechamiento de los recursos existentes. Como ejemplos se pueden citar: el Consorcio de la Costa Brava, Canarias, Port Aventura, las Islas Baleares, algunos campos de golf de Cataluña, la reutilización agrícola de Reus, Albacete, las iniciativas andaluzas como la de la zona de agricultura intensiva del Campo de Dalías en Almería⁴², entre otras.

En **Canarias**, donde 1/3 de las aguas de riego procede de aguas depuradas, un caso de reutilización importante es el de Santa Cruz de Tenerife y La Laguna en el Valle de San Lorenzo⁴³ al sur de la isla. Por medio de una conducción de 61 km se llevan las aguas de las depuradas urbanas hasta la zona

⁴¹ LIBRO Blanco del Agua en España. Madrid: Centro de Publicaciones Ministerio de Medio Ambiente, 2000.

⁴² CORTÉS, T. *et al.* "Aprovechamiento Integral Directo de Efluentes Depurados en la Comarca del Campo de Dalías". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

⁴³ DELGADO, S., MARRERO, M.C. y AGUIAR, E. "La Reutilización de Aguas en Tenerife: Gestión e Investigación". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

de regadío más importante del archipiélago con 750 ha de cultivos, con el 80% dedicada al cultivo de platanera. Marrero⁴⁴ y su equipo de la Universidad de la Laguna han estudiado los métodos de reutilización en este valle. Se ha conseguido una zona de cultivo de 775 hectáreas de cultivo de platanero a través de un sistema de depuración y canalizaciones desde tres balsas construidas al efecto. La agricultura es la actividad que más porcentaje de agua consume por este sistema y concluyen que resulta fundamental saber para qué sector se trabaja para fijar los costes. En esta zona donde el agua para riego es cara este sistema se combina con la desalación.

Otro caso es el de la ciudad de **Madrid** donde las aguas residuales se reutilizan, no en agricultura sino en jardinería y en limpieza de calles. En Madrid se reflexionó sobre la necesidad de la reutilización de aguas residuales para el riego de las 339 hectáreas de parques y jardines que existen en la ciudad después de la importante sequía de 1991 a 1993. Basándose en la Ley de Aguas de 1985 que expone que se deben reutilizar las aguas residuales y aprovechando la buena disposición de la ciudad, que cuenta con siete depuradoras, se desarrollaron dos planes de saneamiento y se procedió a realizar las redes para el abastecimiento de las zonas verdes. Para Félix Cristobal⁴⁵ lo más importante "no es sólo la solución que se ofrece sino, la gestión que de ello se hace después" y que "además de las estaciones que se han establecido para la reutilización, para el futuro hay que tener en cuenta el propio diseño de las zonas verdes, adaptándolo a las posibilidades de recursos hídricos de cada zona". También en Madrid un ejemplo de reutilización es el propio río Manzanares, un río que no existiría dado su sobreexplotación y que se nutre con las aguas residuales.

En **Melilla**⁴⁶, ciudad con grandes necesidades de agua, es imprescindible la reutilización. Para adecuar las aguas residuales al uso que se les dará, que es la

⁴⁴ MARRERO, M.C. "Reutilización de aguas residuales para la agricultura en Canarias". En Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación. Zaragoza: Universidad De Zaragoza, 2001.

⁴⁵ CRISTOBAL, F. "Reutilización urbana en la ciudad de Madrid para riego de parques y jardines y baldeo de calles". En Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación. Zaragoza: Universidad De Zaragoza, 2001.

⁴⁶ GÓMEZ, M. *et al.* "Aplicación de la Ultrafiltración como Tratamiento Terciario para la Reutilización de Aguas Residuales Urbanas de la Ciudad Autónoma de Melilla". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

infiltración en acuífero, se realiza un tratamiento terciario mediante ultrafiltración.

Otro caso donde las necesidades de agua son apremiantes se produce en **La Mancha**. Allí lleva años reutilizándose las aguas residuales de la depuradora de la ciudad de Albacete, donde entran diariamente 48.000 m³ de aguas residuales, de las que 1/8 proceden de la industria y el resto son de origen urbano. Las aguas procedentes de la depuradora se utilizan en el riego por inundación del cereal de invierno de la zona y del maíz.

También en **Cataluña** se están haciendo grandes esfuerzos para aumentar los niveles de reutilización de agua residual urbana depurada (Arnau, 1998⁴⁷), donde como ocurre con las islas Baleares, no sólo se plantea la reutilización con fines agrícolas sino también en usos turísticos, paisajísticos, recreativos o deportivos. Tal es el caso de experiencias puntuales en campos de golf de algunas zonas turísticas de la Costa Brava. Pero en el uso del agua residual depurada en instalaciones deportivas hace falta profundizar y extrapolar con una planificación, racionalización y optimización de recursos en la línea de los planes integrales de abastecimiento y saneamiento. Por ejemplo, en el caso del campo de golf de Aro (Gerona) el ahorro producido regando con aguas procedentes de la EDAR de Castell-Playa de Aro, sólo el nitrógeno aportado por el agua de riego equivaldría a un ahorro de más de treinta mil euros anuales. Esta zona, de un potencial turístico indiscutible, precisó de un trasvase del Ter desde el Pastoral con un coste superior a los dos millones de euros que pone de manifiesto la creciente importancia de la reutilización del agua residual depurada.⁴⁸ No es éste el único caso de reutilización en campos de golf o con fines de ocio en España, hay otros ejemplos como Port Aventura en Tarragona, y son muchos los proyectos con un fin similar como el de la reutilización de las aguas residuales de la ciudad de Murcia⁴⁹ con vistas a su empleo en jardinería y para ocio.

Otro ejemplos serían: el de Calviá, Pla de Sant Jordi o Ses Salines en Mallorca en los que se reutilizan aguas con un riego con tratamiento convencional en cultivos diversos de tipo mediterráneo, el de Camarma de

⁴⁷ Ver cifras en ARNAU, J. y SAN LORENZO, M.G. Reutilizació d'aigües residuals urbanes. Monografía núm. 3, "Tecnologies del Medi Ambient". Gerona: Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya, 1998.

⁴⁸ Vide nota 24.

⁴⁹ FÁBREGAS, J. *et al.* "Campos de Golf Municipales para el Tratamiento Terciario de las Aguas Residuales Urbanas". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

Esteruelas (Madrid) mediante discos biológicos para riego de cereales y vid, y el del campo de Cartagena con un sistema de lagunaje para almendro, avellana, cebada, alfalfa y melón. También Matalascañas en Huelva y los cultivos de tomate en Alicante, donde los técnicos han tenido que experimentar distintos niveles de tratamiento para eliminar sulfatos y cloruros de las aguas residuales.

Por último, comentar que en los países mediterráneos es necesario pensar en la reutilización como parte fundamental de la planificación hidrográfica, pensando especialmente en el riego agrícola, dadas las grandes necesidades hídricas y las condiciones climáticas que se distinguen por la irregularidad de las precipitaciones. Países como Chipre, Francia, Israel, Italia, Jordania y Túnez⁵⁰ han establecido unas directrices a nivel nacional para la reutilización de aguas residuales. España, sin embargo, hasta ahora sólo ha establecido directrices a nivel regional. El Plan Hidrológico Nacional contempla la reutilización de aguas partiendo de usos y criterios de calidad.

2.1.4 LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

La Comunidad Valenciana es una región donde se dan las condiciones adecuadas para la reutilización: por un lado tiene zonas densamente pobladas generadoras de una gran cantidad de residuos urbanos, por otro tiene importantes déficits hídricos, pero además los climas y los suelos mediterráneos son muy adecuados para la reutilización agrícola. Como apunta M. Navarro del Consejo Superior Agrario Español⁵¹ el clima influye en la capacidad depuradora del suelo-cultivo, a la vez que la vegetación o el cultivo influyen en la eliminación de las sales solubles.

La reutilización de agua depurada en la Comunidad Valenciana tiene como destinataria fundamental la agricultura, así como la mejora ambiental y el uso recreativo, aunque la gestión de este recurso de acuerdo con la legislación actual y los problemas técnicos para convertirla en viable la hacen muy difícil, tanto por la calidad exigida al agua como por la relación de proximidad o adecuación entre oferta y demanda.

⁵⁰ ANGELAKIS, A.N., MARECOS, M.H., BONDOUX, L. y ASANO, T. "The status of wastewater reuse practice in the mediterranean basin: need for guidelines. *Water Resources*, 1999, vol. 33, nº. 10, p. 2201-2217.

⁵¹ NAVARRO, M. "La depuración por aplicación de aguas residuales al terreno". En el Congreso sobre Tecnologías de Bajo Costo para la Depuración de Aguas Residuales. Madrid, noviembre de 1981.

En la Comunidad Valenciana el número de municipios con instalaciones depuradoras y reutilización de aguas ha aumentado paulatinamente y de manera muy importante en los últimos años, adelantándose así a las directrices de la Directiva Comunitaria 91/271/CEE. Así, hoy en día casi todos los municipios con una población considerable tienen estación depuradora de aguas residuales (EDAR) con tratamiento secundario o equivalente. Al mismo tiempo, como se comentaba en el apartado anterior, las cuencas del Júcar y del Segura son las que reutilizan mayores caudales de agua, por todo ello la Comunidad Valenciana es junto con Canarias la región española que más agua reutiliza, unos 140 millones de m³ que representan el 35% del agua residual.

Año	Nº de instalaciones	Volumen de agua tratado (hm³)
1996	233	295
1997	251	334
1998	284	330
1999	330	339
2000	349	367

Tabla 4: Evolución global de la depuración de aguas residuales en la Comunidad Valenciana (Fuente: D. Prats y P. Varó, 2002⁵²).

Las aguas residuales depuradas constituyen un recurso hidráulico importante en las zonas con alta densidad de población en las que hay problemas de déficit de agua. Una idea del interés de su reutilización agrícola la muestran las elevadas cifras que la administración pública dedica a este objetivo. En el año 2000 en la Comunidad Valenciana se reutilizaron 126 hm³ con 18 EDARs que depuran más de 1 hm³ al año (Ferris⁵³, 2001). El siguiente cuadro refleja ejemplos cuantitativos actuales y proyectos futuros en la Comunidad Valenciana:

⁵² PRATS, D. y VARÓ, P. “Reutilización de las Aguas Residuales Depuradas en la Comunidad Valenciana”. En ACTAS del III Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Málaga: AEDyR, noviembre 2002.

⁵³ FERRIS, M. “La gestión del agua, la reutilización y la planificación hidrológica”. *Agrónomos*, 2001, nº 22, p. 53-58.

Consumo total de agua	3432 hm ³ / año
Consumo agrícola	2703 hm ³ / año
Consumo urbano	615 hm ³ / año
Consumo industrial	114 hm ³ / año
Reutilización actual	126 hm ³ / año
Reutilización futura (previsión para 2006)	334 hm ³ / año

Tabla 5: Consumos de aguas en la Comunidad Valenciana, datos año 2000.

En la Comunidad Valenciana hay importantes ejemplos de reutilización como los de la depuradora de Rincón de León de la ciudad de Alicante, la de Benidorm⁵⁴, la de Castellón de la Plana, la de Quart-Benàger en el área metropolitana de Valencia y la propia de Pinedo. Otros ejemplos se muestran en la tabla siguiente:

EDAR	SS			DBO ₅			DQO		
	Entrada	Salida	Porcentaje de eliminación	Entrada	Salida	Porcentaje de eliminación	Entrada	Salida	Porcentaje de eliminación
Pinedo 2	327	51	84,4	230	63	72,6	529	171	67,7
Pinedo 1	227	13	94,3	195	8	95,9	433	38	91,2
Alacant (Rincon de Leon)	486	26	94,7	500	18	96,4	929	74	92,0
Castello de la Plana	201	45	77,6	250	45	82,0	537	121	77,5
Quart-Benager	381	9	97,6	360	7	98,1	738	35	95,3
Cuenca del Carraixot	247	13	94,7	231	9	96,1	458	48	89,5
Benidorm	403	71	82,4	487	55	88,7	864	156	81,9
Gandia-La Safor	253	16	93,7	258	17	93,4	547	49	91,0
Ontinyent-Agullent	411	78	81,0	377	64	83,0	1007	208	79,3
Elx (Algoros)	329	26	92,1	539	24	95,5	943	88	90,7
Alacant (Monte Orgegja)	357	50	86,0	456	61	86,6	796	148	81,4
l'Horta Nord	414	27	93,5	300	40	86,7	656	100	84,8
Alcoi	260	28	89,2	372	21	94,4	780	97	87,6
Valle del Vinalopó	373	39	89,5	606	31	94,9	1032	109	89,4
Torreveija	658	16	97,6	694	17	97,6	1143	58	94,9
Torrent	307	21	93,2	350	15	95,7	724	62	88,7
Denia-Ondara-Pedreguer	326	13	96,0	228	10	95,6	534	42	92,1
Sagunt	295	20	93,2	295	13	95,6	623	61	90,2
Burriana	492	17	96,5	284	13	95,4	690	60	91,3
Cullera	181	11	93,9	175	11	93,7	354	41	88,4

Tabla 6: Datos de reutilización con un volumen superior al 1 hm³ al año, en depuradoras de la Comunidad Valenciana en el año 2000. (Fuente: D. Prats y P. Varó, 2002⁵⁵).

⁵⁴ NAVARRO, J. Reutilización de aguas residuales con destino agrícola. Alicante: CAM-Diputación de Alicante, 1994.

⁵⁵ Vide nota 52.

Para el año 2006 la Conselleria de Agricultura tiene previsto incrementar la cantidad de agua reutilizada hasta niveles próximos al 80 %; las principales depuradoras de este plan son Vila-Real, Burriana, Viver, Segorbe, ampliación para la EDAR de Castellón de la Plana, Chiva-Cheste, Requena, Utiel, Xàtiva, Ontinyent, Albaida, ampliación para la EDAR de Sagunt y de la zona metropolitana de Valencia, Denia, Alcoi, Altea y Xixona.

2.1.4 MARCO LEGAL DE LA REUTILIZACIÓN DE AGUA PARA RIEGO

En la actualidad el gran problema de la reutilización de agua en España y en muchos otros países es la ausencia de normativa, tanto en cuanto a los usos del agua reutilizada como en cuanto a los criterios de calidad de las mismas. La gran excepción en España es la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares que ha dictado normas específicas al respecto (Blancas⁵⁶ et al., 1994). La Ley de Aguas de 1985 en el Título V, Capítulo III, De la Reutilización de Aguas Residuales, Artículo 101 dice: 'El Gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas, en función de los procesos de depuración, su calidad y los usos previstos. En el caso de que la reutilización se lleve a cabo por persona distinta del primer usuario de las aguas, se considerarán ambos aprovechamientos como independientes, y deberán ser objeto de concesiones distintas. Los títulos concesionales podrán incorporar las condiciones para la protección de los derechos de ambos usuarios', lo que no supuso un adecuado desarrollo posterior de acuerdo con las necesidades reales.

La FAO (Organización para la Agricultura y la Alimentación), entidad dependiente de las Naciones Unidas, ha publicado unas directrices de reutilización de aguas residuales en las que, salinidad, toxicidad de iones específicos, contenido de metales pesados, detergentes, etc., se contemplan con criterios realistas. Por otro lado la OMS (Organización Mundial de la Salud) ha publicado las directrices de reutilización de aguas referentes a los riesgos para la salud pública, las cuales son muy permisivas, pensadas para aplicarse incluso en los países todavía en vías de desarrollo. Combinando ambos criterios, el potencial usuario deber ser capaz, en una primera etapa, de determinar las limitaciones

⁵⁶ BLANCAS, C., LÓPEZ, J., CASTILLO, A., CABRERA, J.J., FERNÁNDEZ M.P., GARCÍA-VILLANOBA, B., HERNÁNDEZ, J.A., LAGUNA, J., NOGALES, R. y PICAZO, J. Reutilización de aguas residuales. Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas. Granada: Junta de Andalucía. Consejería de Salud. Fundación Empresa Universidad de Granada, 1994.

que con respecto a la calidad, debe efectuar para el uso de un determinado efluente (Fundora y Pérez⁵⁷, 2003).

Ya en 1973 la FAO publicó "Guidelines for Reuse of Water for Irrigation" donde se exponen los criterios sanitarios y los tratamientos requeridos cuando el agua se reutilizaba con fines agrícolas. En estas recomendaciones se indicaba la necesidad de considerar los riesgos causados por nemátodos, esporas y patógenos en general si el agua se destinaba para riego de cultivos agrícolas o para consumo humano sin cocción previa. Al mismo tiempo, la aparición de nuevos estándares (Engelberg Guideline) clasifica los efluentes para su uso con y sin restricciones basándose en los nemátodos, el recuento de huevos y esporas y los coliformes fecales. Estas recomendaciones son menos restrictivas ya que dependen de las condiciones locales, limitando la concentración de ciertos metales pesados tóxicos. Los peligros de contaminación por metales pesados de efluentes municipales e industriales y lodos deben tenerse en cuenta sobre todo cuando el destino del agua residual es agrícola (Morishita⁵⁸, 1987).

En el ámbito de la Unión Europea hay que destacar que la contaminación hídrica fue el primer aspecto a desarrollar y el que más lo ha hecho dentro de la política ambiental europea. La Directiva 91/271⁵⁹ sobre tratamiento de aguas residuales urbanas entra dentro de esta política del control de las emisiones y del nivel de tratamiento requerido para las aguas residuales en función de la sensibilidad de las aguas receptoras. Tal es el caso, dada la alta sensibilidad ambiental, del lago de la Albufera. Esta directiva distingue según la población y es más o menos exigente en el tratamiento dependiendo del uso que se le dé, siendo menos exigente en caso de riego agrícola y otros (suficiente con tratamientos de tipo secundario) y más cuando el destino tiene una finalidad pública, como sería la utilización como servicios higiénicos. En este mismo marco la Unidad de Asistencia Técnica al Programa ENVIREG de la Unión Europea (AMBER) redactó en 1994 una guía práctica sobre "Reutilización de Agua Residual y Lodos de Depuradora". En ella se incluye una relación de aplicaciones de las aguas residuales depuradas por orden de prioridad según las condiciones

⁵⁷ Véase la página Web AGUAS RESIDUALES. CALIDAD DEL AGUA PARA LA AGRICULTURA. Autores: W. PÉREZ y R. FUNDORA de la Universidad Agraria de La Habana: <http://www.isch.edu.cu/biblioteca/campus/residuales>.

⁵⁸ MORISHITA, T., FUMOTO, N., YOSHIZAWA, T. y KAGAWA, K. "Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica, indica, javanica, and hybrid varieties produced in the same plot of a field". *Soil Science Plant Nutrition*, 1987, vol. 33 p. 629-637.

⁵⁹ Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. DOCE nº 135 de 30 de mayo de 1991.

locales. Esta directiva europea se incorpora al ordenamiento español con el Real Decreto-Ley 11/1995⁶⁰ que establece el tipo de tratamiento a realizar en los núcleos de población en función del número de habitantes.

De nuevo en España, en el Plan Hidrológico Nacional la nueva Ley de Aguas incluye un esperado Decreto de Reutilización que fija los usos y los mínimos criterios de calidad a partir de análisis biológicos y físico químicos, "unos mínimos que podrán ser completados por cada Comunidad Autónoma"⁶¹ (D. Prats, 2001). Para este autor el gran problema a pesar de que esta normativa salga adelante es que "no existen tratamientos suficientes e infraestructuras para conseguir agua de calidad". El gran reto es, por tanto, conseguir que los tratamientos mejoren.

Tipo de cultivo	Tratamiento indicativo	Nematodos intestinales	Calidad del Agua
Riego de césped y plantas ornamentales con contacto directo (parques públicos, campos de golf, etc...)	Secundario Filtración o trat. Equival Desinfección	< 1/L	pH = 6-9 SS < 10 ppm DBO ₅ < 10 ppm Colifecal < 10/100 mL Cl ₂ residual > 0.6 ppm
Riego de césped y plantas ornamentales con contacto directo.	Secundario Filtración o trat. Equival Desinfección	< 1/L	pH = 6-9 SS < 10 ppm DBO ₅ < 10 ppm Colifecal < 10/100 mL Cl ₂ residual > 0.6 ppm
Riego de césped, zonas con árboles y otras áreas dónde el acceso público está restringido o es infrecuente	Secundario Desinfección	< 1/L	pH = 6-9 SS < 30 ppm DBO ₅ < 30 ppm Colifecal < 200/100 mL Cl ₂ residual > 0.3 ppm
Riego de césped, zonas con árboles y otras áreas dónde el acceso público está restringido o es infrecuente	Secundario Desinfección	< 1/L	pH = 6-9 SS < 10 ppm DBO ₅ < 10 ppm Colifecal < 200/100 mL Cl ₂ residual > 0.3 ppm

Tabla 7: Anejo del borrador del Real Decreto por el que se establecen las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales depuradas. Condiciones que tiene que cumplir las aguas reutilizadas para el riego agrícola cuando proceden de aguas residuales urbanas o de industrias con vertidos de características análogas a las urbanas.

⁶⁰ Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas. BOE nº 312, de diciembre de 1995.

⁶¹ PRATS, D. "Conceptos Generales sobre Reutilización. Calidad de Aguas y Usos Posibles". En Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación. Zaragoza: Universidad de Zaragoza, 2001.

En este borrador se recogen distintos límites de calidad para las aguas a reutilizar en función de su uso: aguas reutilizadas para el riego agrícola que proceden de aguas residuales urbanas o de industrias con vertidos de características análogas a las de las urbanas, aguas reutilizadas para el riego agrícola, cuando proceden de aguas residuales industriales, aguas residuales de refrigeración industrial y aguas residuales de estanques para uso recreativo. Se enumeran las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales depuradas, planteando máximos de calidad que no se podrán superar y se permite que los organismos de cuenca establezcan restricciones aún mayores si se considerase oportuno. Sin embargo no hay unanimidad en cuanto a estos límites de calidad y parece que existe la posibilidad que los límites que se proponen en el borrador citado anteriormente no se tengan finalmente en consideración y se sustituyan por la normativa genérica de la Organización Mundial de la Salud (OMS), que es muy permisiva, como se ha comentado.

En cuanto a metales pesados la directiva europea de 12 de junio de 1986 establecía ya entonces unos límites de concentración en suelos:

Parámetros	Valores límite (ppm)
Cadmio	1 a 3
Cobre	50 a 140
Níquel	30 a 75
Plomo	50 a 300
Zinc	150 a 300
Mercurio	1 a 1,5
Cromo	---

Tabla 8: Valores límite de metales pesados en ppm de materia seca de una muestra representativa de los suelos cuyo pH sea de 6 a 7 (en determinados casos específicos los estados miembros podrán superar esos valores límites si así lo determinan, como para alguno de estos metales en condiciones de pH básico)⁶².

⁶² En HERNÁNDEZ, A. Depuración de Aguas Residuales. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, 1998.

Los aspectos legales para la gestión del agua reutilizada son en la actualidad los siguientes:

Ley 29/1985 de aguas

- Régimen concesional general: concesión nueva o modificación.
- Prioridad para el peticionario titular de la concesión original.

Modificación de la ley de aguas 1999

- Si el solicitante es el mismo usuario anterior, solo autorización.
- Contrato entre los titulares de una concesión de reutilización y vertido.

Propuesta de RD de febrero 1996

- Convenio entre titulares de vertido y reutilización.
- El concesionario de la reutilización es responsable del análisis, controles y adecuación de la calidad. Libros de control.
- Sustitución de caudales.

Respecto a los usos, la normativa se refiere a domiciliarios, urbanos, de regadío (que se dividen en seis tipos diferentes), refrigeración, recarga de acuíferos y acuicultura. Por otro lado, los criterios en cuanto a los controles de calidad hasta ahora no están homogeneizados, pues la OMS tiene los suyos propios, distintos al de algunos países y a los escasos de España (diferentes según las distintas Comunidades Autónomas).

Conclusión:

- Regulación compleja. La realidad va por delante de la normativa.
- No es viable en la práctica renunciar a la concesión previa.
- Prácticamente en la Comunidad Valenciana no existen concesiones.

Los **problemas técnicos** a los que se enfrenta la reutilización de aguas son:

Proximidad a la zona regable, aunque en este caso la salida de aguas depuradas y las zonas de arrozal están próximas.

Desfase entre la oferta de agua (constante) y la demanda. Regulación.

Calidad exigida. Discrepancia entre la OMS (Plan del Júcar), las propuestas de RD y la EPA⁶³.

Nuevas exigencias en función de la aportación de nitratos (NO₃) a las aguas subterráneas.

Exigencias para la reutilización en cultivos de consumo en crudo (parques públicos, campos de golf...):

	OMS	PROPUESTA RD 1996	PROPUESTA RD 1999	EPA
Tratamiento	2º+ Desinfección	2º+ Filtrado+Desinfección		
Límite	Nemat: Int<1 H/L Colis: <1000/100 mL <200/100 mL.	DBO5<10 ppm. S.S<10 ppm. Colis<100/100 mL.	Nemat Int< 1 H/L S.S<20 ppm Colis<200/1000 mL Turb<5 NTU	DBO5<10 ppm. Colis: No detecc Turb<2 NTU

Tabla 9: Exigencias para la reutilización del agua en cultivos de consumo en crudo.

⁶³ US-EPA (United States Environmental Protection Agency).

2.2 CONDICIONANTES EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO. CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS.

2.2.1 CONDICIONANTES PARA LA REUTILIZACIÓN.

Cuando se plantea la reutilización de aguas, éstas se deben caracterizar desde distintos puntos de vista o condicionantes, tanto los condicionantes de tipo sanitario y agronómico, como los de carácter hidrogeológico, sin olvidar los técnicos y económicos⁶⁴.

Condicionantes económicos:

Se ha de realizar un estudio de mercado que permita definir la posible demanda de agua regenerada y las condiciones para poder satisfacerla teniendo en cuenta los costes de las infraestructuras necesarias y el coste del agua reutilizada. Por tanto, no sólo se han de evaluar los recursos de agua disponibles, sino también los sectores que demandan esas aguas (urbano, agrícola, industrial, recreativo) y las necesidades de cada uno de ellos, ya que los costes son relativos según el demandante.

Condicionantes técnicos:

Los condicionamientos técnicos al plantear un proyecto de reutilización planificada de efluentes con éxito se pueden situar en las siguientes etapas: planificación, tratamiento, distribución y aplicación.

La **planificación** de un proyecto de reutilización de aguas residuales comprende la definición de los objetivos a conseguir, la del ámbito de influencia, el análisis del estado de saneamiento existente, lo que supone cuantificar los caudales de agua residual potencialmente regenerables y establecer las necesidades de agua, y determinar en qué manera queda integrado en el medio natural. Asimismo, y a partir de aquí, se ha de decidir el tipo de tratamiento al que se han de someter los efluentes residuales, si es que no está definido suficientemente.

⁶⁴ ARNAU, J. y SAN LORENZO, M.G. Reutilizació d'aigües residuals urbanes. Monografía núm. 3, "Tecnologies del Medi Ambient". Girona: Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya, 1998.

Con esta información, junto con el estudio de mercado, se ha de elaborar una evaluación de viabilidad que tiene que demostrar si el proyecto de reutilización es practicable.

Tratamiento. Dependiendo del uso el nivel de exigencia en el tratamiento es variable. De hecho, si el uso previsto es el riego, las exigencias son menores en cuanto a la calidad requerida en determinados parámetros, lo que puede comportar el planteamiento de sistemas de tratamientos sencillos y económicos. Asimismo, desde el punto de vista del riego agrícola el agua residual se presenta como un recurso altamente fertilizante que, incluso una vez regenerada, contiene un elevado contenido en nutrientes útiles para los cultivos. Ello implica que, dependiendo del sector al que va dirigida el agua, el tipo de tratamiento deseable puede no ser el más exigente y costoso, lo que ocurre en el riego agrícola si bien, en este caso, la demanda tiene un claro componente estacional marcado por el tipo de cultivo. Si el grado de tratamiento necesario es inferior por este uso con relación al requerido por el medio receptor natural, se tendrán que prever sistemas de almacenamiento (lagunaje, etc.) del agua regenerada que permitan la acumulación durante los periodos en que no es necesario regar, o bien encontrar usos alternativos o se corre el riesgo de deteriorar el medio natural. Tal es el caso del cultivo del arroz en una zona tan sensible desde el punto de vista ambiental como es la Albufera, de ahí el planear la utilidad de la inundación en la épocas de no cultivo con la "perelloná" y la mayor duración de ésta.

Distribución. De nada sirve tener un agua que cumpla unas condiciones para su uso si no se lleva al lugar donde se necesita este recurso. El tipo de conducción de distribución y los materiales de ésta dependerán de las condiciones específicas del proyecto de reutilización, sin perder de vistas que los costos adicionales del transporte de agua pueden encarecer el recurso hasta el punto de hacer el proyecto inviable.

Aplicación. En el caso del riego la forma de aplicarlo va a ser fundamental en la reutilización ya sea riego en superficie como el caso particular del riego por inundación en el cultivo del arroz con sus características concretas, sistemas de aspersión, y riego localizado con exigencias mayores por la facilidad de obturación de los goteos.

Condicionamientos hidrogeológicos

Los contaminantes orgánicos e inorgánicos procedentes de las aguas depuradas urbanas quedan en gran medida retenidos en el suelo y en parte depurados gracias a las funciones de filtración, inmovilización de ciertas sustancias (absorción, cambio iónico, precipitación) como los metales pesados en pH básicos, la degradación de moléculas orgánicas por reacciones redox en los procesos bióticos principalmente y por el propio consumo de las plantas⁶⁵.

Por todo esto, la reutilización para riego e incluso para la recarga de acuíferos no plantea grandes problemas, pero así y todo, si las aguas tienen en parte una procedencia industrial, y dependiendo de las características de la reutilización, es necesario adoptar criterios de prudencia respecto del riesgo de contaminación de acuíferos y para la salud que puede suponer su uso.

Condicionantes agronómicos

Para valorar la calidad de las aguas residuales para el riego se emplean los mismos criterios que para las aguas superficiales o subterráneas, es decir, su contenido en sales y en componentes potencialmente fitotóxicos (sodio, cloruro y boro). Pero, además, hay que tener en cuenta el contenido en microorganismos patógenos y la concentración de metales pesados, nutrientes y compuestos orgánicos, que no suelen presentar problemas en el riego con agua normal.

Aún así, hay que tener en cuenta que se pueden considerar dos puntos de vista respecto al uso agrícola del agua residual depurada:

- 1. La reutilización en la que predominan criterios agrícolas;** es decir, aquella en la que el uso del agua se efectúa en función de unos cultivos en los que se emplea el agua residual depurada como agua de riego. En este caso, la finalidad de la reutilización es aumentar el rendimiento agrícola aprovechando la materia orgánica y los nutrientes del agua residual.
- 2. La reutilización en la que predominan criterios de depuración**
En este caso el sistema suelo/planta actúa como sistema de tratamiento avanzado o terciario en el que predomina el criterio de tratamiento frente al cultivo. La finalidad de esta reutilización es aumentar el rendimiento de la depuración.

⁶⁵ Vide nota 64.

Para plantear la reutilización de las aguas residuales como agua de riego hace falta conocer: el cultivo (sus exigencias hídricas, su ciclo vegetativo, sus necesidades en cuanto a nutrientes, su sensibilidad en cuanto a la salinidad y los posibles contaminantes), el clima y la meteorología, los suelos a regar, los sistemas e infraestructuras de riego, sin olvidar los aspectos socioeconómicos⁶⁶.

La reutilización como agua de riego representa un recurso constante que de otra manera supondría una mayor variabilidad de caudales. Sin embargo, a lo largo del ciclo vegetativo de los cultivos las necesidades hídricas son muy distintas, pero también hay que tener en cuenta que la composición del agua reutilizada también tiene una gran variabilidad a lo largo del tiempo. Por otro lado las aguas reutilizadas aportan sustancias nutritivas para el cultivo que puede suponer un ahorro en abonado importante pero también un exceso para los cultivos que puede repercutir negativamente. Esto lo confirma una investigación⁶⁷ del grupo de M. P. Palacios de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria con el Consorcio Insular de Aprovechamiento de Aguas Depuradas de Gran Canaria realizada con especies forrajeras sobre suelos volcánicos (andisoles). En ella se parte de la afirmación de que el riego con aguas residuales produce importantes aportes de nitrógeno, fósforo y potasio⁶⁸, lo que permite reducir el aporte de fertilizantes y se centra en la problemática que puede suponer la alta carga de fósforo en las aguas residuales. Un aporte excesivo de fósforo puede suponer la contaminación de las aguas superficiales y su acumulación en el suelo puede suponer desequilibrios nutricionales en los cultivos (inducción de carencias de calcio y hierro).

Así, las aguas residuales contienen cantidades apreciables de nitrógeno, fósforo y materia orgánica lo que implicaría un ahorro importante en cuanto a abonado. Pero en el caso del **nitrógeno**, las concentraciones elevadas de este nutriente en las aguas residuales pueden suponer un aporte excesivo para el cultivo, como ocurre con el caso del arroz donde un exceso nitrógeno en la planta se traduce en un desarrollo exagerado de la caña en longitud lo cual

⁶⁶ BOIXADERA, J. La Reutilizació d'Aigües Residuals Urbanes: Condicionaments Agronòmics. En Jornada sobre la Reutilizació d'Aigües Residuals Urbanes. Aspectos Tècnics, Econòmics i Socials. Barcelona: Associació d'Enginyers Industrials de Catalunya, 1996.

⁶⁷ DEL-NERO, E., PALACIOS, M.P. *et al.* "El aporte de fósforo de las aguas depuradas para el riego de especies forrajeras en Canarias". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

⁶⁸ PAVÓN, N. *et al.* "Manejo del abonado utilizando diferentes calidades de agua depurada de origen municipal para un cultivo de platanera". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

comporta que se tienda el cultivo. Otros cultivos que pueden tener un descenso en la producción o en la calidad de la misma son la patata, la remolacha, el algodón, el tomate para conserva y algunos frutales como el melocotonero, el albaricoquero o el manzano (Bouwer y Idelovitch⁶⁹, 1987). Al problema del exceso de nitrógeno hay que añadir el hecho de que la demanda de agua y de nitrógeno no suelen coincidir en el tiempo, con lo cual en determinados momentos del desarrollo de la planta el aporte de nitrógeno con el agua de riego puede no ser suficiente mientras que en otros puede ser aportado en demasía. Por último, se ha de destacar que el exceso de nitrógeno no sólo puede ser perjudicial para las plantas sino que además aumenta la lixiviación de nitratos y la contaminación de las aguas subterráneas.

Respecto al **fósforo** las cantidades de este elemento en las aguas residuales son normalmente bastante inferiores a las del nitrógeno (aproximadamente una cuarta parte), no obstante conviene tenerlo en cuenta también y disminuir el aporte de fósforo en el abonado.

Como ya se ha dicho, las características del suelo son fundamentales en el planteamiento de las aguas residuales para el riego, dado que actúa para la planta como depósito de agua pero a la vez interacciona con ella y con el agua, y reacciona con los componentes que lleva disueltos. El aplicar a un cultivo concreto unas aguas de diferente calidad a las utilizadas normalmente representa ya en sí un impacto sobre el sistema al someterlo a unas características hídricas diferentes por su paso a través del perfil de suelo. Descontando los nutrientes absorbidos por las plantas, las partículas del suelo producen una filtración mecánica de los sólidos en suspensión y una absorción de bacterias, virus, nutrientes y metales pesados, impidiendo su avance hacia horizontes más profundos pero produciéndose una acumulación en el suelo; en ello van a influir características del suelo como la textura, la estructura, el pH y la capacidad de intercambio catiónico. Por otro lado, los microorganismos del suelo realizan un consumo de diferentes compuestos y participan en los procesos de nitrificación y desnitrificación, pero así y todo, otros elementos van a acumularse a la zona saturada del subsuelo.

⁶⁹ BOUWER, H. y IDELOVITCH, E. "Quality requirements for irrigation with sewage water". *Journal of Irrigation & Drainage Eng.*, 1987, nº 113, p. 516-535.

POSIBLE PROBLEMA DE RIEGO	Unidades	Grados de restricción en el uso		
		Ninguno	Débil a moderado	Elevado
Salinidad: afecta la disponibilidad de agua para el cultivo CEa ⁽¹⁾ Materia disuelta total	dS/m ppm	< 0,7 <450	0,7- 3,0 450-2000	> 3,0 >2000
Permeabilidad. Valorada por medio de la CEa y el TAS conjuntamente ⁽²⁾ y ⁽³⁾				
TAS= 0-3	CEa	0,7	0,7-0,2	< 0,2
3-6		1,2	1,2-0,3	< 0,3
6-12		1,9	1,9-0,5	< 0,5
12-20		2,9	2,9-1,3	< 1,3
20-40		5,0	5,9-2,9	< 2,9
Toxicidad de iones específicos: afecta a cultivos sensibles	TAS			
Sodio (Na) ⁽⁴⁾ y ⁽⁵⁾ riego superficial	ppm	< 3	3-9	> 9
riego por aspersión	ppm	< 70	>70	
Cloro (Cl) ⁽⁴⁾ y ⁽⁵⁾ riego superficial	ppm	< 140	140-350	>350
riego por aspersión	ppm	< 100	> 100	
Boro (B)	ppm	< 0,7	0,7-3,0	> 3,0
Efectos diversos: Afectan a cultivos susceptibles				
Nitrógeno total (N-total) ⁽⁶⁾		< 5	5-30	> 30
Bicarbonatos (HCO ₃) (sólo por aspersión)		< 90	90-500	> 500
pH		El intervalo normal es 6,5-8,4		
Cloro residual (sólo por aspersión elevada)		< 1,0	1,0- 5,0	> 5,0

Tabla 10: Directrices para evaluar la calidad del agua de riego. Mujeriego, 1990⁷⁰.

⁷⁰ En MUJERIEGO, J. Riego con Agua Municipal Regenerada. Manual Práctico. Barcelona: Generalitat de Catalunya y UPC, 1990.

La **salinización** de las tierras es el problema principal del empleo de aguas de mala calidad en el riego de los cultivos. La salinidad del suelo la determina fundamentalmente la salinidad del agua de riego y la proporción del agua de riego que drena más allá de la zona radicular. Como puede verse en la tabla anterior es a partir de una conductividad eléctrica de 0,7 dS/m y de una concentración de sales solubles de 450 ppm en agua de riego cuando empiezan los problemas de salinidad (las aguas residuales de origen doméstico ya suponen un incremento en su contenido de sales que suele estar entre 150 y 400 ppm, aumento que no se altera con la depuración).

Respecto a las aguas, según Ramos en 1997⁷¹, pueden presentarse problemas por salinidad del agua de riego cuando su conductividad eléctrica es superior a 2 dS/m. Esta conductividad eléctrica corresponde a un contenido aproximado de sales de 1,3 g/l. Valores de conductividad eléctrica superiores a 3 dS/m (equivalente a unos 2 g/l) producen disminuciones muy importantes de producción en la mayoría de los casos. Las aguas residuales tienen un contenido de sales variable que oscila, en general, entre 2-4 dS/m. Así pues, se pueden presentar problemas por salinidad si se emplean estas aguas y no se produce una lixiviación importante de las sales con el riego o las lluvias invernales.

En la tabla siguiente se presenta la tolerancia a la salinidad del agua de riego de algunos cultivos. Se dan los valores umbrales de conductividad eléctrica a partir de los que empiezan a observarse disminuciones de producción en cultivos

Los números expresados ente paréntesis indican:

- (1) CEa representa la conductividad eléctrica del agua de riego, expresada en dS/m.
- (2) TAS significa tasa de absorción de sodio.
- (3) Se recomienda que, para aguas residuales, se ajuste al valor de la TAS con el objeto de tener en cuenta una estimación correcta de calcio presente en el agua intersticial después de regar.
- (4) La mayor parte de los árboles y arbustos ornamentales son sensibles al sodio y a los cloruros; han de utilizarse los valores indicados. La mayor parte de los cultivos anuales no son sensibles.
- (5) Con riego por aspersión elevado y de humedad baja (< 30%), unas concentraciones de sodio y cloruros superiores a 70 y 100 ppm, respectivamente, han dado lugar a una excesiva absorción para las hojas y han perjudicado cultivos sensibles.
- (6) El nitrógeno ha de incluir el amoníaco, el nitrato y el nitrógeno orgánico. Aunque las diferentes especies de nitrógeno de un agua residual varían con el tiempo, la respuesta de las plantas viene determinada por la aportación total de nitrógeno.

⁷¹ RAMOS, C. "El uso de aguas residuales en riegos localizados y en cultivos hidropónicos". En Forum Internacional de Horticultura y Tecnología: "La Automatización de la Hidroponía y la Fertirrigación". Valencia, 1997.

y la disminución relativa de la producción (en %) que se produce por cada unidad adicional de salinidad.

	Valor umbral de CE al que disminuye la producción (dS/m)	Disminución de la producción por dS/m adicional (%)
Cultivos tolerantes		
Palmera datilera	2,7	5,4
Cultivos moderadamente tolerantes		
Alcachofa		
Calabacín	3,1	14
Higuera		
Olivo		
Cultivos moderadamente sensibles		
Maíz	1,1	18
Cacahuete	2,1	44
Arroz	2,0 ⁽²⁾	18 ⁽²⁾
Girasol		
Alfalfa	1,3	11
Brócoli	1,9	14
Col	1,2	15
Apio	1,2	9,3
Pepino	1,7	19
Berenjena	0,7	10
Lechuga	0,9	19
Pimiento	1,0	21
Patata	1,1	18
Rábano	0,8	19
Tomate	1,7	15
Vid	1,0	14
Cultivos sensibles		
Judía	0,7	28
Zanahoria de mesa	0,7	21
Cebolla	0,8	24
Fresa	0,7	50
Almendro	1,0	28
Manzano		
Naranja	1,1	24
Limonero		
Mandarino		
Melocotonero	1,1	31
Peral		
Ciruelo	1,0	27

Tabla 11: Tolerancia de los principales cultivos de la Comunidad Valenciana a la salinidad del agua de riego (Ramos⁷², 1997, adaptado de Maas⁷³ 1990).

⁷² Vide nota 70.

Los números expresados entre paréntesis indican:

(¹) Valores orientativos dependientes del manejo del riego y del portainjerto empleado en el caso de frutales.

(²) Menos tolerante durante la germinación y emergencia.

⁷³ MAAS, E.V. "Crop salt tolerance". En TANJI, K.K. *Agricultural salinity assessment and management*. New York: American Society Civil Eng., Manual & Rep. on Eng., 1990, nº 71, p. 262-304.

Además de la salinidad en las aguas para riego hay que considerar el contenido en **iones potencialmente fitotóxicos** (sodio, cloruro y boro). Respecto al sodio elevados contenidos pueden no sólo afectar a las plantas sino también producir problemas de permeabilidad en los suelos. Estos últimos problemas no son probables en la zona objeto de estudio por el alto contenido de calcio de los suelos y aguas que contrarrestan su efecto.

Por otro lado, concentraciones elevadas de cloruro, a partir de 140 ppm, en el agua de riego pueden producir problemas de toxicidad en cultivos como cítricos y otros frutales que son bastante sensibles. Para valores superiores a 350 ppm los problemas de toxicidad pueden ya ser graves.

Otro efecto a tener en cuenta es el que puede causar el cloruro de las aguas residuales cloradas. Así, concentraciones de cloruro residual inferiores a 5,0 ppm no representan riesgo para el cultivo. En un estudio llevado a cabo por Frink y Bugbee en 1987⁷⁴ en distintas especies vegetales que se regaron con aguas con diferentes concentraciones de cloruro se llegó a la conclusión de que para un contenido de cloruro en agua inferior a 8 ppm el crecimiento y la producción de la mayoría de las especies no se alteran.

Asimismo, hay que aunar los criterios agronómicos con otros criterios como los sanitarios, por lo que se deben considerar también problemas específicos de calidad de las aguas residuales como los relativos a la microbiología, compuestos orgánicos, metales pesados o elementos traza y detergentes. Respecto a estos últimos el efecto más llamativo es la formación de espuma en concentraciones superiores a 0,5 ppm.

Los **metales pesados** o elementos traza en aguas de riego reutilizadas de origen urbano e industrial suelen tener una presencia mucho mayor que en aguas de riego normales, ya sean superficiales o subterráneas. No sólo pueden presentarse problemas de toxicidad en plantas, sino también en los animales y personas que las consumen o que consumen estos animales. Tal es el caso del boro que puede ocasionar ceguera. Entre los elementos que en bajas concentraciones pueden suponer toxicidad a animales o plantas aparecen: el boro, el cadmio, el cobre, el níquel, el molibdeno, el zinc y el hierro. Si bien, los aportes de metales con el agua de riego de origen urbano no suelen ser preocupantes, salvo en los casos que se recojan los efluentes de determinadas

⁷⁴ FRINK, C.R. y BUGBEE, G.J. "Response of potted plants and vegetable seedlings to chlorinated water". *Hort. Science*, 1987, n° 22: p. 581-583.

industrias. Además en suelos alcalinos, como los del estudio, los metales quedan retenidos en el suelo sin pasar a la planta y producir problemas de toxicidad, pero aún así, con un riego continuado y a largo plazo se puede producir acumulación de metales pesados, lo que es probable en el caso del arroz.

Desde el **punto de vista microbiológico** se ha de tener en cuenta que la presencia de bacterias, virus y otros microorganismos patógenos en las aguas residuales supone un problema importante para su uso agrícola. Sin embargo los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales urbanas suponen un problema normalmente mucho menor pues se degradan fácilmente en el suelo. Sólo cuando las aguas residuales contienen compuestos orgánicos de origen industrial de difícil degradación como, por ejemplo los hidrocarburos halogenados, se pueden presentar problemas de contaminación de las aguas subterráneas en uso para riego, sobre todo si los suelos son arenosos, que no es el caso de los suelos del estudio, ya que el poder de retención de los compuestos orgánicos por estos es bajo (Bouwer y Idelovitch⁷⁵, 1987).

Por último, un efecto a tener en cuenta en el riego localizado es el problema de la **obtención de los emisores**, goteros y aspersores, por los sólidos en suspensión que pueda llevar el agua o por los precipitados químicos que puedan formarse. La filtración y la cloración eliminan las obturaciones de origen biológico como algas, mientras que para evitar las obturaciones de origen químico como precipitados de carbonato cálcico y magnésico o sulfuros y óxidos de hierro y manganeso, se puede añadir un ácido al agua de riego. Considerando que por lo normal las aguas residuales tienen más sólidos en suspensión que las demás aguas de riego, la limpieza de filtros, tuberías y goteros se ha de realizar con mayor frecuencia.

Por todo ello es necesario disponer de una completa información de la calidad agronómica del agua de riego.

Condicionantes sanitarios:

La reutilización de aguas residuales para riego desde el punto de vista sanitario ha de evitar problemas de toxicidad y de transmisión de enfermedades. Para ello se han de evaluar los riesgos atendiendo a la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua que se quiere recuperar y al grado de contacto de las personas: lo que incluye ingestión directa, contacto con piel y mucosas, ingestión

⁷⁵ Vide nota 69.

indirecta a través de vegetales o animales contaminados, contaminación de acuíferos, de suelos y del aire.

Así los contaminantes presentes en las aguas residuales reutilizadas pueden ser de tipo biológico o de tipo químico, aunque este estudio se centra únicamente en los segundos. Sin embargo, el mayor peligro a corto plazo es la exposición ante organismos patógenos de ahí las limitaciones de la normativa en cuanto al contenido de coliformes (totales y fecales) y de huevos de nematodos.

Las estrategias de protección de la salud se estructuran bajo dos criterios dependientes entre sí: criterios de calidad de las aguas reutilizadas (en función de parámetros biológicos y físico-químicos, limitaciones en el origen del agua, tipo de tratamiento, controles, etc) y criterios de uso encaminados a impedir la propagación del riesgo (condiciones de uso, condiciones ambientales, distancias a zonas sensibles, etc).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó en 1992 una normativa respecto a la calidad bacteriológica de las aguas fecales (Pescod⁷⁶, 1992) que se establece a partir de la presencia de bacterias patógenas como la Salmonella y del número de coliformes fecales. Se considera que para el riego "sin restricción" el agua no debe tener más de 100 coliformes fecales/100 mL. Sin embargo, las administraciones de los lugares más avanzados en materia de reutilización tienen distintos umbrales. Así, en California las aguas residuales depuradas para el riego de cultivos que se consumen crudos no deben superar los 2,2 coliformes fecales/100 mL, y ninguna muestra puede tener más de 23-25 coliformes fecales/100 mL; mientras en Israel en cultivos de consumo en crudo las aguas no pueden superar los 12 coliformes fecales/100 mL en al menos 80% de las muestras, y menos de 2,2 coliformes fecales/100 mL en al menos 50% de las muestras (Bouwer y Idelovitch, 1987⁷⁷).

Con respecto a virus y bacterias, hay que comentar que las aguas residuales pueden tener protozoos y nematodos intestinales que pueden transmitirse del agua al cultivo y por él al consumidor ocasionando enfermedades.

⁷⁶ PESCOD, M.M. Wastewater treatment and use in agriculture. Irrigation & Drainage. Paper n° 47. Roma: FAO, 1992.

⁷⁷ Vide nota 69.

ORGANISMO PATÓGENO	ENFERMEDAD
Protozoos	
Entamoeba histolytica Giardia lamblia Balantidium coli	Disentería amebiana Giardiasis Balantidiosis
Helmintos	
Ascaris lumbricoides Ancylostoma duodenale Necator americanus Ancylostoma spp Strongyloides stercoralis Trichuris trichiura Taenia spp Enterobius vermicularis Echinococcus granulosus	Ascariasis Anquilostomiasis Necatoriasis Larva migrante cutánea Estrongiloidiasis Trichuriasis Teniasis Enterobiasis Hidatidosis
Bacterias	
Shigella (4 especies) Salmonella typhi Salmonella (unas 1700 esp.) Vibrio cholerae Escherichia coli enteropatógena Yersinia enterocolítica Leptospira spp	Shigelosis Fiebre tifoidea Salmonelosis Cólera Gastroenteritis Yersiniosis Leptospirosis
Virus	
Enterovirus (71 tipos)	Gastroenteritis, anomalías cardíacas, meningitis...
Virus de la hepatitis A Adenovirus (31 tipos) Rotavirus Parvovirus (2 tipos)	Hepatitis Enfermedades respiratorias Gastroenteritis Gastroenteritis

Tabla 12: Principales organismos patógenos que pueden encontrarse en el agua residual doméstica y enfermedades que producen.⁷⁸

⁷⁸ Página web de la Generalitat de Catalunya, Departamento de Sanitat i Seguretat Social: <http://www.gencat.es/sanitat/portal/es/spsard03.htm>

2.2.2 CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. CONCEPTOS GENERALES SOBRE LA TOXICIDAD

Para evaluar la problemática que el empleo de aguas con riesgo de contaminación puede suponer en un entorno natural habrá que considerar su peligrosidad en caso de acumulación en el medio. Esta acumulación de los contaminantes en el medio ambiente implica unos efectos en la vida animal, en el suelo y en las aguas presentes en el ecosistema (en este caso las aguas de la Albufera), y por tanto habrá que evaluar el **grado de toxicidad** de estos elementos.

Un **elemento tóxico** es un compuesto químico que, introducido en un organismo o absorbido por éste en pequeñas cantidades y metabolizado por su medio interno, es capaz de producir en un individuo, un órgano, sistema de órganos o un ecosistema, lesiones estructurales o daños funcionales o provocar la muerte de algún organismo.

La toxicidad se refiere a humanos o animales, y a efectos ecológicos potencialmente contaminantes en suelos o en aguas superficiales. La exposición puede tener lugar por vía oral (ingestión), por ruta dérmica (contacto con la piel) o por inhalación. La toxicidad puede ser aguda cuando sus efectos los causa una exposición a corto plazo, de instantes a un día, o crónica con exposición repetida a lo largo de un periodo de tiempo determinado que puede ser semanas, meses o años.

Los problemas derivados de la toxicidad aguda son fáciles de estudiar, ya que resulta sencillo acotar al elemento que la produce y los efectos son inmediatos. Sin embargo la toxicidad crónica presenta el problema de que sus efectos en los seres vivos aparecen a largo plazo y muchas veces su inespecificidad hace que se confundan con otras enfermedades. Estos pueden ser de distinto tipo: efectos cancerígenos, toxicidad en órganos específicos, efectos sobre los mecanismos reproductivos, efectos teratogénicos (defectos al nacer o desarrollo anormal en los descendientes), efectos mutagénicos (cambios en la estructura genética de los individuos), etc.

En el estudio de los contaminantes en el medio ambiente debe considerarse la persistencia de los mismos en el suelo, su movilidad y la posible degradación microbiana. El comportamiento de un compuesto en el suelo o en un agua subterránea puede depender de muchos factores, incluyendo el tipo de

suelo, temperatura, presión de vapor del tóxico, la cantidad de luz y agua de lluvia, la solubilidad del compuesto en el agua y la dosis de aplicación.

Las propiedades físicas y químicas de un compuesto que se consideran de mayor interés son la pureza del compuesto químico, su masa molecular, solubilidad en agua o en otros disolventes, temperatura de fusión, presión de vapor y el coeficiente de adsorción en el suelo.

El coeficiente de adsorción del suelo depende de muchos factores como el contenido y tipo de materia orgánica, la distribución del tamaño de partícula, la composición mineral y el pH.

En el caso del lago de la Albufera se ha utilizado el ensayo denominado "Microtox" basado en la inhibición de la bioluminiscencia, para determinar la toxicidad de los sedimentos del lago (Requena, Peris et al.⁷⁹, 2001). Sin embargo los puntos de muestreo con valores mayores de toxicidad según esta técnica no coinciden con los puntos en los que se ha encontrado valores mayores de metales pesados, ni tampoco de contaminantes orgánicos. Es decir, que según este estudio no existe relación directa entre el contenido de contaminantes en los sedimentos del lago y la toxicidad de los mismos, lo que indica que es preciso conocer los parámetros de evolución de los metales, y en su caso de otros contaminantes, para tener indicadores fiables de la contaminación acumulada.

Existe otro concepto por el cual las sustancias químicas pueden afectar a los organismos vivos, es la **bioacumulación** o el incremento a lo largo del tiempo de la concentración de las sustancias químicas en estos organismos en comparación con la concentración de éstas en el medio, o lo que es lo mismo, es el resultado neto entre la ingestión, almacenamiento y eliminación de una sustancia.

La bioacumulación es un proceso normal y esencial para el crecimiento y nutrición de los organismos, ya que los seres vivos bioacumulan constantemente nutrientes vitales, tales como vitaminas, minerales traza, aminoácidos, etc. Lo preocupante desde el punto de vista toxicológico es la bioacumulación de sustancias en el organismo a niveles que pueden causar daño; esto se debe a que algunas sustancias químicas, tóxicas a determinadas concentraciones, se absorben o ingieren (ya sea por vía digestiva, respiratoria o dérmica) y

⁷⁹ REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

almacenan más rápidamente de lo que son capaces de excretar o metabolizar los seres vivos.

A considerar también la solubilidad en agua de los compuestos químicos, puesto que los elementos más solubles en agua penetran en las células de un organismo fácilmente pero una vez en el interior del organismo estas sustancias también se eliminan fácilmente a menos que las células tengan un mecanismo específico para retenerlas. Metales pesados, como el mercurio, y ciertas sustancias solubles en agua son las excepciones debido a su elevada afinidad con algunas proteínas y capacidad para ser retenidos en lugares específicos del organismo. Un proceso similar de acumulación les ocurre al cobre, cadmio y plomo⁸⁰.

Algunos elementos tóxicos se almacenan en los tejidos grasos y por ello la sustancia no está en contacto directo con otros órganos. Sin embargo, cuando se usan las reservas de grasas del organismo, los materiales acumulados en la grasa pueden liberarse dentro del organismo manifestando su potencial de toxicidad. Las sustancias que se disuelven fácilmente en grasa pero no en agua tienden a eliminarse más lentamente de los tejidos y así tienen un gran potencial de acumulación.

La bioacumulación se produce a todos los niveles en los seres vivos, siendo habitual que se manifieste a lo largo de toda la cadena alimentaria: de las plantas pasa a los animales vegetarianos que las consumen, de éstos a sus depredadores carnívoros y a otros depredadores superiores hasta el final de la cadena. De esta manera el elemento tóxico pasa de unos a otros, siendo mayor la acumulación en el animal que se encuentra al final de la cadena trófica, en muchos casos el hombre, donde puede llegar a niveles peligrosos.

En este punto hay que decir que algunas sustancias tóxicas pueden ver incrementada o disminuida su acción sobre un organismo con la presencia de otra, se habla entonces de **sinergismo** o **antagonismo** entre elementos tóxicos. Un organismo puede estar expuesto a varias sustancias tóxicas que pueden dar lugar a interacciones toxicológicas, con sinergismos o antagonismos entre éstas, que provocarán distinta respuesta en el organismo.

⁸⁰ Vide nota 79.

2.2.3 CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y AGUAS EN EL ENTORNO DE LA ALBUFERA

El arrozal objeto de estudio no es un sistema independiente y aislado, sino que se encuentra integrado en un complejo sistema formado por el área metropolitana de Valencia y su periferia industrial, y por una zona de gran sensibilidad ambiental como es el lago de la Albufera y su entorno.

Así en la I Jornada Agronómica "La Albufera de Valencia", celebrada en junio de 1989, se indica que el arrozal aporta más del 90% de los recursos alimentarios de los que se nutre la avifauna en el contexto del parque natural. Sin embargo, en esta misma jornada, se apuntaba el estado de deterioro de aquel momento de la Albufera no muy distinto de la situación actual, debido al alto nivel de contaminación de los vertidos urbanos e industriales, sin olvidar los efectos de los productos químicos utilizados en la agricultura. En ella se recomienda también la realización de mejores prácticas agrícolas en el cultivo compatible con los intereses medioambientales, se habla también del desvío de los vertidos urbanos e industriales y del establecimiento de medidas depuradoras.

Diversos son los estudios realizados sobre la Albufera, pero es de especial relevancia la investigación dirigida en 1999 por Peris⁸¹ sobre la caracterización de los materiales de fondo del lago y de la carga contaminante persistente, y la que confirma la anterior realizada por Requena⁸² sobre el aprovechamiento de los sedimentos del lago. Ambos estudios no sólo son importantes por ser relativamente recientes, sino porque en ellos se caracterizan los fondos del lago del punto donde vierten las aguas las acequias que riegan los arrozales de nuestro trabajo y también los sedimentos de estas acequias.

En el estudio sobre fondos de la Albufera realizado por un grupo multidisciplinar, con la colaboración de varias instituciones y dirigido por Peris, la primera conclusión a la que se llega es la relativa al dragado del lago. Se aconseja el dragado del lago pensando en el proceso evolutivo del lago como una solución para mantener la existencia y morfología del parque natural y para

⁸¹ PERIS, E. Caracterización de los materiales de fondo del lago de la Albufera, evaluación del nivel de aterramiento y caracterización mineralógica de los materiales, así como de la carga contaminante persistente residente en el lago. Valencia: Conselleria de Medio Ambiente - UPV, 1999.

⁸² REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

eliminar las manchas de contaminación más importantes del fondo del lago. Por otro lado, en el estudio se afirma que en determinados puntos del lago la contaminación por metales pesados es grave y se concentra en dos zonas frente a las acequias donde se producen los máximos aportes, así: a) la contaminación por mercurio, claramente antrópica, no alcanza valores importantes (entre 0,03 y 0,24 ppm en los materiales de fondo), b) tampoco la contaminación por cadmio localizada en el cuadrante noreste, justo donde vierten las acequias de la zona objeto de nuestro estudio y proximidades, alcanza valores de peligrosidad (valores máximos de 0,99 ppm), c) con respecto al contenido en plomo de los sedimentos los valores oscilan entre 11,53 y 129,01 ppm que sin llegar a valores especialmente graves sí que en algunos puntos alcanza valores bastante elevados, d) los contenidos en cobre son elevados en este mismo cuadrante noreste superando los niveles que permitirían su vertido al mar, e) las concentraciones de zinc varían entre 32,00 y 285,00 ppm por lo que en ninguna zona alcanzan valores que constituyan un peligro grave, f) el arsénico tampoco es causante de contaminación alcanzando un valor máximo de apenas 18,32 ppm, g) el níquel presenta las concentraciones más altas donde vierten las acequias de la parte noreste llegando a valores relativamente importantes de 95 ppm sin ser determinante de contaminación grave, h) por último, el cromo es la contaminación más importante en los sedimentos alcanzando valores de 3000 ppm si bien se localiza principalmente en la zona donde vierten la acequia de la Font Nova en la zona oeste del lago, que no tienen relación con las acequias de la zona de nuestro estudio, sin embargo los sedimentos de la acequia de Rabisanxo tienen valores que superan los 600 ppm.

Un trabajo cuyo título es 'Estudio de las alternativas de uso de los materiales del fondo del lago de la Albufera en aplicaciones agrícolas'⁸³ puede ser una referencia para establecer paralelismos con este. En él se planteaban los posibles efectos positivos de su utilización en la agricultura (aporte de materia orgánica y de nutrientes) frente a los negativos (fitotoxicidad debido a la presencia de contaminantes y exceso de salinidad). Para el análisis de estos materiales se utilizó la metodología establecida en los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación⁸⁴ también empleados en nuestro estudio. Como conclusión se puede decir que tanto los niveles de micronutrientes

⁸³ Estudio realizado por el Departamento de Recursos Naturales del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) finalizado en noviembre de 1999.

⁸⁴ Métodos elaborados en 1986, publicados como MÉTODOS Oficiales de Análisis. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.

como los de metales pesados no son preocupantes pensando siempre en el uso agrícola de estos materiales, con la excepción del cromo pero teniendo en cuenta que son parámetros procedentes de una zona de la Albufera donde vierten acequias que no tienen relación con la zona de nuestro estudio.

En el trabajo realizado por Requena en 2001, se estudian los niveles de diversos contaminantes persistentes en los sedimentos del fondo, determinan la toxicidad de estos sedimentos y evalúan los riesgos toxicológicos que suponen los niveles de estos contaminantes. En este estudio se habla de los llamados "ullals", manantiales que aportan agua subterránea limpia carente de contaminantes, como forma de autorregeneración del lago que se ha visto mermada por el depósito de sedimentos y lodos como aportes externos a éste. También se analiza la posibilidad de destoxificar los sedimentos o plantear la extracción de los lodos y de encontrarles una aplicación.

Este trabajo concluye que los materiales del fondo del lago son adecuados como material dragable, ya que para este fin (en concreto) los niveles de metales y de PCBs no exceden de los niveles recomendados, por lo que no entrañan peligrosidad en el caso de verterlos al mar. Pero además, analizan otros posibles empleos de los sedimentos, incluso se propone como alternativa más lógica la enmienda agrícola.

Con respecto a otros parámetros estudiados que, sin embargo, quedan fuera de nuestro trabajo, se obtuvieron otras conclusiones como la presencia significativa en el lago de hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas organoclorados y que aparecen zonas concretas contaminadas por hidrocarburos alifáticos lineales.

Pero en lo referente a metales pesados el estudio llega a consideraciones muy interesantes. En primer lugar indica que los niveles más elevados de metales pesados se encuentran en los sedimentos de las zonas norte y oeste del lago, la zona norte es donde vierten las acequias que riegan nuestra zona de arrozal. Señala que los niveles de contaminantes son mayores en la desembocadura de las acequias que en el interior del lago, lo que confirma que las acequias son las principales vías de contaminación del lago como consecuencia de que las cercanas poblaciones, las industrias y tierras agrícolas vierten en ellas sus residuos. En segundo lugar, se afirma que los sedimentos del fondo de las acequias tienen mayores contenidos en metales pesados que los del fondo del lago, y es la acequia de Rabisanxo (salvo en el caso del cromo),

próxima a nuestra zona, la que presenta los valores más elevados, atribuible a las industrias de las poblaciones cercanas.

Así, en el caso del cobre los valores medios son de 254,3 ppm y 371,5 ppm, respectivamente. Para el cadmio los sedimentos de las acequias de Rabisanxo I y Rabisanxo II, dan valores medios algo elevados, de 2,85 ppm y 4,22 ppm, respectivamente. Sin embargo para el cromo los valores más elevados son los de la acequia de la Font Nova, con valores que sobrepasan los 1000 ppm, en torno a los 1300 ppm, acequia que riega las tierras en la zona oeste del parque que no tienen relación directa con nuestro estudio. Para este metal los valores medios en la acequia de Rabisanxo I son de 357,2 ppm y la de Rabisanxo II de 631,5 ppm. Para el níquel la acequia de Rabisanxo II alcanza los niveles más altos superando los 100 ppm. Respecto al plomo todas las acequias de la zona presentan concentraciones elevadas, siendo en la acequia de Rabisanxo II de 371,4 ppm. Por último, en el caso del zinc los sedimentos de las acequias también presentan niveles altos, en concreto las de Rabisanxo I y Rabisanxo II miden concentraciones de 727,3 ppm y 1163 ppm, respectivamente.

Otro trabajo de investigación interesante es el realizado durante 1995 y presentado en 1998 por M. Martín⁸⁵. En él se desarrolló un Sistema de Gestión Integral de la Calidad de Aguas Superficiales y su aplicación en la Albufera de Valencia. En el estudio se analiza también la situación ambiental del lago en el año 1995, donde se constata: por un lado la pérdida de importancia en lo referente a caudales de la zona norte respecto a la oeste, y por otro, la disminución de los aportes de materia orgánica y nutrientes con respecto a años anteriores con la puesta en marcha de infraestructuras de saneamiento, sin que se mejore la calidad de las aguas del lago. En este estudio aplicando el modelo de calidad a la Albufera se llega a la conclusión de que la disminución de los caudales de entrada al lago no mejora la calidad de las aguas ni tampoco el aumento ni la redistribución de caudales resuelven el problema de la eutrofización. Asimismo, una disminución del fósforo en los caudales de entrada supondría una disminución del fitoplacton lo cual es positivo, pero esta disminución no será muy notable pues hay grandes cantidades de fósforo en los sedimentos. A la vez una disminución del fitoplacton implicaría una disminución del pH del agua lo que podría suponer una solubilización de los metales acumulados en los sedimentos. La solución más viable se cree que es el dragado

⁸⁵ MARTÍN, M. Tesis Doctoral: "Modelación de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de la Albufera (Valencia)". Valencia: Universidad de Valencia, 1998.

para eliminar los metales y el fósforo de los sedimentos, pues de forma natural tardaría 200 años su eliminación.

Investigadores del CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) y del grupo de R. Boluda de la Universidad de Valencia^{86,87,88}, han realizado también estudios del impacto que representa la actividad agrícola en el entorno del parque natural. En ellos se consideran también los efectos sobre los suelos y sobre el lago que supone el empleo de fertilizantes inorgánicos y productos fitosanitarios en los campos como aporte adicional de metales pesados.

Otros estudios al respecto no sólo denuncian el impacto que suponen las aguas de mala calidad de origen urbano e industrial que llegan a la Albufera sino también la contaminación de tipo agrícola por el aporte de materia orgánica y nitrógeno (Dafauce, 1975⁸⁹; Miracle et al⁹⁰, 1990). Así, a partir de los distintos orígenes y cualidades de las aguas que llegan a la Albufera muchos de estos estudiosos diferencian y zonifican ésta según la calidad de las aguas de procedencia como es el caso de los investigadores Soria, Vicente y Miracle (1992)⁹¹, lo que induce a discernir las diferencias de la zona de riego de este estudio del resto de las zonas afluentes de la Albufera.

Finalmente cabe decir que el arrozal está íntimamente ligado al parque natural y en la actualidad éste no se entiende sin aquel, como apunta Sanchis⁹²:
"...Aquesta marjal artificial, però, no ha de justificar velleïtats transformadores ni

⁸⁶ GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Impacto de la Actividad Agrícola sobre el Aporte de Metales Pesados en Suelos del Parque Natural de la Albufera de València". Dossier Agraris nº 7. Sols Contaminats. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, 2001.

⁸⁷ GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Distribution of heavy metals in Rice Farming Soils". *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1995, vol. 29, p. 476-483.

⁸⁸ GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Incidence of heavy metals in the application of inorganic fertilizers to rice farming soils (Valencia, Spain)". *Fertilizer Resources*, 1996, vol. 4, p. 1-3.

⁸⁹ DAFAUCE, C. La Albufera de Valencia: un estudio piloto. Monografías ICONA. Madrid: Ministerio de Agricultura, 1975.

⁹⁰ MIRACLE, M.R., VICENTE, E., CAMACHO, A., ARMENGOL, J., ROS, M., SORIA, J.M y ROMO, S. Estudio limnológico para el Plan de Saneamiento Integral de la Albufera. Valencia: Conselleria de Obras Públicas y Urbanismo, 1990.

⁹¹ VICENTE, E., MIRACLE, M.R., SORIA, J.M. "Global model for nutrient flux and biomass production in the Albufera of Valencia, Spain". *Rapp. Comm. Int. Medit.*, 1992, vol. 32, nº1.

⁹² En SANCHIS; C. Regadiu i canvi ambiental a l'Albufera de València. Valencia: Universitat de València, 2001.

servir d'argument als que aspiren a reduir la superfície del Parc Natural, donat que hui l'arrossar és un element imprescindible per a la conservació de l'ecosistema albuferenc..."; para lo cual recuerda a Cavanilles cuando se refiere a las tierras de la Albufera como "naturalmente pantanosas y pantanosas por arte". Por tanto, cualquier alteración en el arrozal puede repercutir tanto negativa como positivamente en el lago y en el parque natural.

2.3 PARÁMETROS DE ESTUDIO. INTERACCIÓN AGUA-SUELO-PLANTA

2.3.1 LA INTERACCIÓN AGUA-SUELO-PLANTA

Quando se plantea la aplicación de las aguas residuales como agua de riego, ya sea de origen urbano o industrial, se ha de tener en cuenta los factores relacionados con el propio suelo y con el cultivo. Así, "las características bioquímico-físicas y el tiempo de uso de las aguas residuales son de sumo interés tanto a los suelos como al cultivo, pues influyen grandemente en la calidad de agua que percola a través del perfil del suelo y la posible o no ausencia de contaminación en las aguas subterráneas" (Méndez⁹³, 1998).

2.3.2 PARÁMETROS PRINCIPALES AGUA-SUELO-PLANTA

Como ya se ha dicho, las aguas residuales aportan elementos minerales que se pueden utilizar en la agricultura como fertilizantes. Las cantidades de estos nutrientes suministradas con el agua de riego varían según el tipo de efluente y la dosis de riego. Estos aportes han de contrastarse con las cantidades requeridas para el cultivo con el objeto de reducir las necesidades fertilizantes a aplicar o para no incurrir en exceso de nutrientes y toxicidades para las plantas.⁹⁴

De hecho respecto a los macronutrientes, el nitrógeno presenta dos características importantes: su aporte como valor fertilizante y su alta movilidad que hacen que fácilmente los excesos contaminen las aguas subterráneas. Otro elemento a tener en cuenta es el fósforo en disolución, porque sólo o en combinación con los nitratos es responsable de la eutrofización de las aguas.

⁹³ MÉNDEZ, F. Contribución al estudio sobre el uso de aguas residuales con fines de riego. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1998.

⁹⁴ ARNAU, J., BALAGUER, M.D., PARDINI, G. y CUSIDÓ, A. Projecte RISE (Reutilizació Integral de Subproductes d'EDARs). Barcelona, CIRIT-Departament de Medi Ambient, 1997.

2.3.2.1 PH

El pH del suelo es un factor que influye en la disponibilidad de la mayor parte de los nutrientes, en las propiedades físicas de los suelos y en la actividad microbiana. La concentración de iones H^+ de un medio determina su reacción o pH que varía de 0 a 14.

La tabla siguiente refleja la acidez o basicidad de los suelos respecto al valor de su pH, según la clasificación USDA (United States Department of Agriculture):

Valor del pH	Calificativo
$PH < 4,5$	Extremadamente ácido
$4,5 \text{ pH} < 5,0$	Muy fuertemente ácido
$5,0 \text{ pH} < 5,5$	Fuertemente ácido
$5,5 \text{ pH} < 6,0$	Medianamente ácido
$6,0 \text{ pH} < 6,6$	Ligeramente ácido
$6,6 \text{ pH} \text{ } 7,3$	Neutro
$7,3 < \text{pH} \text{ } 7,8$	Medianamente básico
$7,8 < \text{pH} \text{ } 8,5$	Moderadamente básico
$8,5 < \text{pH} \text{ } 9,0$	Ligeramente alcalino
$9,0 < \text{pH} \text{ } 10,0$	Alcalino
$10,0 < \text{pH}$	Fuertemente alcalino.

Tabla 13: Valores de pH (Fuente: Saña, Moré y Cochí, 1996⁹⁵).

El intervalo de valores de pH más frecuentes para los suelos es de 4 a 9, aunque son los suelos con valores entre 5,8 y 7 los que, por regla general, causan menos trastornos a la vegetación.

⁹⁵ Véase SAÑA, J., MORÉ, J.C. y COCHÍ, A. La gestión de la fertilidad de los suelos. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1996.

Los efectos de los valores de pH sobre el suelo implican:

a) **Efectos sobre la actividad biológica del suelo.** En los suelos con un pH bajo (inferior a 6) se observa una disminución de la actividad biológica, por esta razón procesos microbianos como la nitrificación o la fijación del nitrógeno atmosférico, cuyo óptimo se halla entre 6 y 6,5, desaparecen totalmente a pH inferior a 4,5 o superior a 9.

b) **Efectos sobre la estructura del suelo.** Los suelos muy ácidos suelen poseer una estructura deficiente, caracterizada por una baja porosidad que implica mala aireación, dificulta el desarrollo radicular de los vegetales, poca permeabilidad, etc. Los suelos básicos también pueden presentar una estructura deficiente si en ellos abundan los iones Na^+ (suelos salinos) ya que estos iones desplazan al Ca^{2+} , lo que hace que las arcillas se puedan dispersar como consecuencia de la escasa capacidad floculante del Na^+ .

c) **Efectos sobre la solubilidad de las especies químicas del suelo.** El pH afecta a la nutrición mineral de las plantas en cuanto influye en la solubilidad de las especies químicas en las que se presentan los iones. Así, los fosfatos son insolubles y por tanto no asimilables por el cultivo, en medios muy ácidos o muy básicos; los compuestos de Mn, Fe y Zn son más solubles a pH ácido; metales pesados como Al, Zn, Mn o Ni quedan retenidos en los suelos a pH básico mientras que se solubilizan en medio ácido lo que permite que se incorporen a las plantas a las que producen intoxicaciones.

Micronutrientes	Rango de pH para máxima disponibilidad
Boro	5,0– 7,0
Cobre	5,0– 7,0
Hierro	4,0– 6,0
Manganeso	5,0– 6,5
Molibdeno	7,0– 8,5
Zinc	5,0– 7,0

Tabla 14: Rangos de pH en los que hay una mayor disponibilidad de micronutrientes para la planta.

En las aguas de riego el pH aporta información sobre el carácter ácido, neutro o básico del agua reutilizada. En los vertidos urbanos e industriales se encuentran ácidos y bases que modifican ampliamente el pH de las aguas. Es un parámetro muy fácil de medir y que aporta una información inmediata sobre el origen del vertido. Las aguas urbanas tienen un pH próximo a 7, unas oscilaciones significativas en el valor de pH, o bien valores altos o bajos, implican la aparición de vertidos industriales⁹⁶.

En las plantas, la incidencia del pH sobre la actividad microbiana y sobre la solubilidad/disponibilidad de los diferentes elementos esenciales o fitotóxicos tiene consecuencias en el crecimiento vegetativo y en la salud de las plantas. A la vez, hay plantas más o menos sensibles lo que conduce a delimitar un pH óptimo para cada especie cultivada.

En las condiciones de inundación del ciclo del arroz conforme se anegan los suelos el pH tiende hacia la neutralidad. Las variaciones del pH provocadas con la inundación son consecuencia de reacciones como la reducción del Fe^{3+} y del MnO_2 el pH o la descomposición de la materia orgánica. Así, durante los dos primeros días de inundación se produce una inicial disminución del pH que luego se estabiliza hasta pH neutros a los pocos días de la inundación, este hecho ocurre tanto en los suelos ácidos como en los básicos propios de nuestro entorno⁹⁷.

Los suelos de la zona son moderadamente básicos, mientras que para el arroz el pH óptimo del suelo se estima en torno al valor 6,5.

2.3.2.2 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

La conductividad de un extracto de suelo que es un indicador de la salinidad, depende de la actividad y clase de iones disueltos y de la temperatura a la que se realiza la medida. Un valor de conductividad eléctrica elevado indica que hay gran cantidad de sales disueltas. Las conductividades bajas, por el contrario, muestran que la velocidad de movimiento de los elementos nutritivos en el suelo es lenta.

⁹⁶ Véase la página Web AGUAS RESIDUALES. CALIDAD DEL AGUA PARA LA AGRICULTURA. Autores: W. PÉREZ y R. FUNDORA de la Universidad Agraria de La Habana: <http://www.isch.edu.cu/biblioteca/campus/residuales>.

⁹⁷ TINARELLI, A. El arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

La USDA establece la siguiente clasificación de suelos, en base a su conductividad eléctrica (CE):

CE 25° C (dS/m)	Clasificación
0 – 2	No salino
2 – 4	Salino en zonas áridas o si se riega con agua salina
4 – 8	Salino en cualquier caso
> 8	Muy salino

Tabla 15: Valores de CE (Fuente: Saña, Moré y Coch⁹⁸, 1996).

Parte de las sales procede del agua de riego aunque varía su importancia según la calidad y la cantidad del agua y las condiciones geomorfológicas e hidrogeológicas de la zona regada. La calidad del agua de riego puede variar significativamente según el tipo y cantidad de sales disueltas, los cuales normalmente se encuentran en magnitudes relativamente pequeñas. Las sales son transportadas por las aguas de riego y depositadas en el suelo donde se acumulan a medida que el agua se evapora o consume por las plantas. El uso de agua de mala calidad puede ocasionar problemas en el suelo y en los cultivos; estos pueden ser problemas de salinidad, disminución de la tasa de infiltración, toxicidad específica sobre los cultivos y otros. En el agua residual, conductividades elevadas indican la presencia de sales disueltas. Como resultado del uso doméstico del agua la conductividad aumenta. La conductividad del agua informa sobre la posibilidad de usar el agua residual tratada para riegos, ya que no sólo muchas plantas son sensibles al contenido en sales disueltas sino que también la exposición del terreno a riegos prolongados con aguas muy salinas puede dar lugar a su inutilización como terreno de cultivo.

Los problemas de salinidad están determinados fundamentalmente por la acumulación total de sales en la solución del suelo en cantidades que limitan la utilización del agua almacenada en el suelo por la planta; ello provoca reducciones y hasta pérdida total en los rendimientos de los cultivos sin afectar o dañar las propiedades físicas del suelo. Por tanto, la salinidad

⁹⁸ Vide nota 95.

en un suelo es un factor que influye muy directamente en el desarrollo de las plantas. Cuando existen sales en la solución del suelo, el agua del suelo es retenida con mayor fuerza por éste, con lo cual las plantas tienen que hacer un esfuerzo suplementario para absorberla como consecuencia del aumento de la presión osmótica.

Los suelos donde se cultiva el arroz suelen tener unos valores de conductividad muy elevados debido, en parte, a que se riegan con aguas salinas. Si embargo, el arroz es un cultivo moderadamente sensible a la conductividad eléctrica. Es especialmente sensible durante la germinación y la emergencia de la planta. El arroz disminuye la producción a partir de conductividades eléctricas del extracto de saturación del suelo de 2,0 dS/m, asimismo cada unidad de aumento adicional de conductividad eléctrica supone una reducción de la producción de aproximadamente el 18%.

2.3.2.3 MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica está compuesta por aquellos restos de origen animal o vegetal que se acumulan en el suelo o se incorporan a él. La composición química de todos estos materiales es muy variada: hidratos de carbono, ligninas, taninos, glucósidos, lípidos, resinas, compuestos nitrogenados, pigmentos y compuestos minerales. Los factores que inciden más directamente en la descomposición de la materia orgánica son la edad de la planta (las más jóvenes se descomponen antes), la temperatura (la descomposición es más rápida en climas cálidos), la humedad (en zonas con mayor humedad la descomposición se produce más lentamente), la aireación del suelo (la aireación favorece la proliferación de la flora microbiana), la acidez (los valores de pH entre 6 y 7,2 son los más favorables para el desarrollo microbiano), el contenido de nitrógeno del material original (los residuos ricos en nitrógeno se descomponen con mayor rapidez), etc.

A medida que avanza la descomposición decrece la relación C/N y, por tanto, la velocidad de descomposición. Cuando esa relación llega a 10 la materia orgánica se ha transformado en humus.

Las funciones que el humus desarrolla sobre el suelo son de tipo físico (el humus retiene agua, incrementa su porosidad lo que facilita el drenaje, proporciona un color oscuro que favorece la absorción de los rayos solares y, por

tanto, un aumento de la temperatura), químico (amortigua el pH del suelo y aumenta su capacidad de cambio) y biológico (el humus favorece la proliferación de microorganismos aerobios que viven a expensas de él a los que proporciona carbono y nitrógeno, contribuye a su transformación y son necesarios para muchas reacciones bioquímicas que tienen lugar en el suelo como amonificación, nitrificación o fijación del nitrógeno).

A concentraciones bajas de sales, la interacción de los ácidos húmicos y los metales traza está relacionada con la solubilidad de los ácidos húmicos. Así con pH bajo aumenta la absorción de los metales, por el contrario a pH alto disminuye la absorción de los metales. Mientras que a elevados contenidos de sales hay poca interacción de los ácidos húmicos con los metales pesados, salvo con el cobre pues probablemente forma puentes intermoleculares⁹⁹.

Según el % de arcilla en el suelo, se establecen unos valores óptimos de materia orgánica:

Tipo de suelo	Nivel óptimo de Materia Orgánica
Franco	1,25 %
Arcilloso	1,5 %
Limoso	2,0 %
Arenoso	2,2 %
Calcáreo	3,0 %

Tabla 16: Valores óptimos de materia orgánica en función del contenido de arcilla de un suelo (Fuente: Saña, Moré y Cochí, 1996¹⁰⁰).

En las aguas residuales la materia orgánica contenida puede ser de dos tipos: los compuestos orgánicos de materias puramente biológicas resultantes del

⁹⁹ SPARK, K.M., WELLS, J.D. y JOHNSON, B.B. "The interaction of a humic acid with heavy metals". *Australian Journal Soil Resources*, 1997, vol. 35, p. 89-101.

¹⁰⁰ Vide nota 95.

metabolismo humano, y el formado por sustancias de síntesis (plaguicidas, residuos de la industria química, farmacéutica, alimentaria, etc.) cuyo poder contaminante es mucho mayor.

En el cultivo del arroz los valores óptimos de materia orgánica son del 3% o superiores. En general, se establece la siguiente clasificación:

Valores de Materia Orgánica	Clasificación
0 - 0,99	Escaso
1 - 1,99	Suficiente
2 - 3	Bueno
> 3	Óptimo

Tabla 17: Clasificación de los valores de materia orgánica en el cultivo del arroz.

La materia orgánica del suelo tiene menor humificación en suelos sometidos a cultivo intensivo de arroz. En los países del Asia Monzónica donde se realizan dos y hasta tres cultivos anuales de arroz, lo que prolonga el periodo de inundación, conlleva que la parcela esté inundada durante largos periodos de tiempo, lo cual implica cambios en el ciclo del nitrógeno en los que la materia orgánica parece jugar un papel fundamental. Esto queda patente en un experimento, llevado a cabo en 1998 por miembros del Instituto de Química Agraria de la Universidad de Bari^{101,102}, en tres zonas diferentes de Luzón (Filipinas) cuya diferencia fundamental estriba en el grado de desecación del suelo una vez finalizada la estación húmeda.

¹⁰¹ OLK, D.C. BRUNETTI, G. y SENESI, N. "Organic matter in double-cropped lowland rice soils: chemical and spectroscopic properties". *Soil Science*, 1999, vol. 164, nº9, p. 633-649.

¹⁰² OLK, D.C. BRUNETTI, G. y SENESI, N. "Decrease in humification of organic matter with intensified lowland rice cropping: a wet chemical and spectroscopic investigation". *Soil Science Society American Journal*, 2000, vol. 64, p. 1337-1347.

2.3.2.4 NITRÓGENO

El nitrógeno se encuentra **en el suelo** tanto de forma orgánica como inorgánica. El nitrógeno orgánico, que se encuentra formando parte de la materia orgánica, representa la casi totalidad del nitrógeno del suelo y no es asimilable por las plantas mientras no se transforme en nitrógeno inorgánico mediante una serie de procesos de tipo bioquímico. Estas transformaciones dependen de diversos factores, así unas condiciones climáticas favorables y el adecuado laboreo del suelo favorecen su aireación y con ello la transformación de nitrógeno orgánico en mineral. Por el contrario, este proceso se frena por copiosas precipitaciones, bajas temperaturas, suelo compactado y por el enterramiento de restos del cultivo.

El nitrógeno inorgánico incluye las formas NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , N_2O , NO y N_2 , las cuales pueden absorber las plantas. El ion amonio se encuentra adsorbido por los coloides del suelo y una pequeña proporción en la solución del suelo. Los iones nitrato y nitrito se encuentran libres en esta disolución. Las formas adsorbidas por los coloides o contenidas en la disolución del suelo representan sólo el 2% del nitrógeno total del suelo.

Bajo ciertas condiciones los nitratos se reducen dando formas nitrogenadas gaseosas (N_2O , NO y N_2) que pasan a la atmósfera.

En suelos cultivados, el nitrógeno puede aportarse también por medio de fertilizantes nitrogenados. Por ello, el nitrógeno total presente en suelos cultivados puede variar entre un 0,01 y un 0,5%, aunque los valores más habituales se sitúan en torno al 0,1% (Mataix et al¹⁰³, 1996).

El contenido de nitrógeno varía según las condiciones de drenaje, topografía, textura del suelo, aunque las condiciones climáticas también influyen en el contenido de este elemento en los suelos. Se ha comprobado que un aumento de la temperatura hace disminuir el contenido de nitrógeno, bajo condiciones análogas de humedad, y que al aumentar la humedad, manteniendo constante la temperatura, el nitrógeno también aumenta.

Fijación del nitrógeno. La mayor parte del nitrógeno inorgánico del suelo procede del existente en la atmósfera que se fija por medio de diversos

¹⁰³ GÓMEZ, I., NAVARRO, J., MORAL, R., IBORRA, M.R., PALACIOS, G. y MATAIX, J. "Salinity and nitrogen fertilization affecting the macronutrient content and yield of sweet pepper plants". *Journal of Plant Nutrition*, 1996, vol. 19, nº7, p. 353-359.

mecanismos, fundamentalmente de tipo biológico. Esta transformación se realiza mediante dos procesos:

a) **Fijación atmosférica.** Una pequeña cantidad de nitrógeno lo fijan las descargas eléctricas, luz ultravioleta, etc. Estos procesos no representan más del 0,5% del total.

b) **Fijación biológica.** La fijación del nitrógeno atmosférico la realizan únicamente algunos géneros de bacterias, de actinomicetos y algunas algas verde-azuladas. Son un conjunto de reacciones que integran el nitrógeno molecular en sus estructuras. La nitrogenasa, enzima común de los microorganismos fijadores, regula el proceso de fijación transformando el nitrógeno atmosférico en amoníaco.

Por otro lado, las pérdidas de nitrógeno en el suelo se producen mediante los siguientes procesos:

- **Desnitrificación.** Algunos microorganismos en condiciones de anaerobiosis reducen los nitratos a nitrógeno molecular y otros compuestos gaseosos que pasan a la atmósfera. A este proceso le afecta: el pH, la humedad, el porcentaje de oxígeno en el suelo, la concentración de azufre y la materia orgánica.
- **Volatilización del amoníaco.** Parte del nitrógeno amoniacal se pierde por volatilización en las siguientes circunstancias: cuando hay un aporte grande en la superficie del suelo de materiales fácilmente degradables con una relación C/N baja, en suelos muy húmedos que están mal aireados y en climas cálidos (circunstancia que se da en el cultivo del arroz) sobre todo cuando la temperatura rebase los 30°C, en suelos alcalinos, con bajo contenido en coloides.
- **Lixiviación o lavado de los nitratos.** El nitrógeno en su forma nítrica es muy soluble y no es adsorbido por los coloides del suelo, por lo que es fácilmente arrastrado en profundidad por el exceso del agua del suelo. La velocidad de este proceso depende de la textura del suelo y de las precipitaciones. En los suelos del arrozal las pérdidas por lixiviación tienen especial importancia en otoño-invierno durante la "perellonà".
- **Fijación del amonio por las arcillas y la materia orgánica.** El ion amonio puede fijarse en el entramado de algunas arcillas, principalmente

ilita y montmorillonita, con lo que resulta inaccesible para las plantas durante largos periodos de tiempo. En cuanto a la fijación del amonio en suelos con gran cantidad de materia orgánica el mecanismo no está suficientemente establecido. Se cree que los grupos hidroxilo presentes en la materia orgánica pueden ser los principales responsables de la fijación. Su magnitud depende en gran parte del porcentaje de carbono de la materia orgánica (García-Serna et al¹⁰⁴, 1996).

- **Extracción por cultivos.** La cantidad de nitrógeno extraído por los cultivos depende de la planta cultivada y del rendimiento de la cosecha, pudiendo oscilar al año entre 50 y 250 kg/ha.

En cuanto a las **aguas reutilizadas**, los nitratos sólo se detectan a nivel de trazas en las aguas depuradas (del orden de 1 ppm o menores en la salida de la depuradora objeto del presente estudio, sin embargo para la acequia de Rabisanxo los valores son del orden de 10 o 20 ppm), por lo que no se puede hablar de acumulación pasiva durante el paso de agua a través del perfil del suelo, pero activa los procesos de mineralización del nitrógeno orgánico a N-NO_3^- en especial en los estratos más oxidados (Paul y Clark¹⁰⁵, 1996). El nitrógeno existe fundamentalmente en cuatro formas en las aguas residuales. Nitrógeno orgánico en proteínas, aminoácidos y urea, que por degradación bacteriana se transforma muy rápidamente en amoniaco. En ambiente aerobio el amoniaco se convierte, debido a la acción de las bacterias, en nitritos y posteriormente en nitratos, consiguiéndose de esta forma una completa mineralización de la materia orgánica. Es interesante la determinación del contenido de las diferentes formas de nitrógeno en las aguas residuales, ya que según su posterior uso es necesario un control de ellas, tanto por los problemas de eutrofización de masas que puede acarrear el vertido al medio de aguas residuales depuradas con excesivo contenido en nitrato, como en su reutilización agrícola donde los contenidos en nitrógeno pueden comunicarles un importante valor fertilizante (Fundora y Pérez¹⁰⁶, 2003).

¹⁰⁴ Véase GARCÍA-SERNA, J., JUÁREZ, M., JORDÁ, J., SÁNCHEZ-ANDREU, J. "Influence of organic compounds on nitrogen fertilizers solubilization". *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1996, vol. 27, p. 2485-2491.

¹⁰⁵ Véase el capítulo "Ammonification and nitrification" (p. 181-197) en PAUL, E.A. y CLARK, F.E. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Second Edition. San Diego: Academic Press, 1996.

¹⁰⁶ Vide nota 96.

La absorción en forma nítrica es la predominante en la mayor parte de los suelos. Esto puede deberse, fundamentalmente, a dos razones. La primera es que el ion nitrato se mueve libremente en la disolución del suelo, mientras que el ion amonio lo adsorben ampliamente los coloides del suelo. La segunda es que el ion amonio no adsorbido evoluciona rápidamente a ion nitrato. Las bajas temperaturas o un pH bajo favorecen la absorción amoniaca. El nitrógeno absorbido bajo la forma de nitrato no puede tomarlo la planta por lo que tiene que reducirse a la forma amónica.

Para las **plantas** el nitrógeno es un elemento esencial. Está presente en la mayor parte de sus combinaciones orgánicas, forma parte de las estructuras de todas las proteínas, de purinas y pirimidinas, y se encuentra también como constituyente de la clorofila y otros enzimas.

Las plantas encuentran la mayor parte del nitrógeno que les es necesario en el suelo para la síntesis de sus tejidos, aunque también pueden fijar pequeñas cantidades de amoníaco gaseoso en sus partes aéreas.

Este elemento constituye un 2%, aproximadamente, de la masa total seca de la planta. Los mayores contenidos de nitrógeno se encuentran en los tejidos jóvenes donde puede oscilar entre un 5,5 y un 6,5% en masa seca. A medida que la planta avanza en edad la proporción de celulosa aumenta, el porcentaje de nitrógeno disminuye y se eleva la relación C/N. Las hojas suelen ser más ricas en nitrógeno, pero su valor disminuye durante la floración.

La adsorción del nitrógeno por la planta puede ser bajo las formas nítrica (ión nitrato NO_3^-) y amoniaca (ión amonio NH_4^+). La forma de asimilación depende de la edad de la planta, de la especie, del pH del suelo, de su composición e incluso de la pluviometría anual.

La **deficiencia de nitrógeno** en la planta afecta a su crecimiento. El primer síntoma es una vegetación raquítica; la planta adquiere poco desarrollo y las hojas son pequeñas y de color verde amarillento; el peciolo se acorta y las nerviaciones son más pronunciadas, ya que el desarrollo de las partes más suculentas se retrasa; los frutos son pequeños y de poca calidad. Cuando la deficiencia es grave, los bordes de las hojas toman una coloración anaranjada o violácea y la floración es muy escasa. Estas anomalías se producen, en primer lugar, en las hojas más viejas debido a que este elemento se trasloca con facilidad en la planta y se desplaza a las hojas más jóvenes.

Cuando hay un **exceso de nitrógeno**, las plantas adquieren un gran desarrollo aéreo, las hojas toman una coloración verdosa muy oscura y se retrasa la maduración. La calidad de los frutos desciende notablemente. El rápido y vigoroso crecimiento que adquieren las plantas con exceso de nitrógeno provoca, además, una demanda superior de otros elementos, lo que da lugar a deficiencias de éstos si no se encuentran en cantidades suficientes. Las plantas presentan una mayor susceptibilidad a condiciones meteorológicas adversas y a enfermedades criptogámicas, ya que al permanecer los tejidos tiernos y succulentos durante más tiempo hay más probabilidad de ataque por esporas de hongos.

El **arroz** absorbe el nitrógeno, al contrario que otros cultivos no sometidos a inundación, principalmente en forma amoniacal. Las cianobacterias fijan el nitrógeno que se mineraliza muy pronto y se asimila a la planta. En los campos valencianos la dureza del agua, la conductividad y el contenido en calcio son idóneos para que se produzca este proceso. Durante la fase vegetativa se produce una alta acumulación de nitrógeno en la planta que disminuye en las etapas posteriores del crecimiento. Las raíces que reciben el oxígeno casi exclusivamente de las hojas lo expulsan, creando en torno a los ápices radiculares zonas oxigenadas que rápidamente oxidan los diversos compuestos, entre los que se encuentran el nitrógeno amoniacal que se transforma, absorbe y transfiere a la parte aérea de la planta.

El nitrógeno, como ya se ha comentado, para que esté disponible para la planta se debe mineralizar. En un suelo oxidado sin inundar el proceso de mineralización hace que el ion amonio pase a nitritos y nitratos. En suelos inundados esto no ocurre, pues se requiere oxígeno para la nitrificación. En un suelo inundado la forma de transformarse del NH_4^+ es la volatilización que aumenta con la temperatura, con la concentración de NH_4^+ , el CIC, pH del agua y su relación con la abundancia de aguas, y el tipo de abonado.

El nitrógeno absorbido por la planta se almacena fundamentalmente en las hojas, especialmente en las más jóvenes. Después de la floración tiene lugar la transferencia del nitrógeno hacia la panícula y los granos en formación. El porcentaje de nitrógeno en la planta aumenta hasta el inicio de la floración y disminuye hasta el estado de grano pastoso, manteniéndose después constante en la fase de maduración completa. Al final de la maduración los granos contienen, aproximadamente, el 75% del nitrógeno asimilado por la planta.

Altas concentraciones de nitrógeno en la planta del arroz tienen efectos negativos como es el encamado por el excesivo desarrollo de la caña o la proliferación de algunas enfermedades como la Pyriculariosis, la cual es la más importante a nivel mundial de todas las que afectan al cultivo del arroz, tanto por su distribución como por las cuantiosas pérdidas que representa. Según Piñeiro¹⁰⁷ et al.: 'El nitrógeno estimula el desarrollo vegetativo intenso desarrollando tejidos con baja lignificación de las células epidérmicas, esto influye negativamente en la resistencia de los tejidos a la infección. Por ello, un aporte excesivo de nitrógeno favorece el desarrollo de la enfermedad', a lo que continúa: "hay que evitar abonos nitrogenados excesivos. Hay que tener en cuenta que en algunas zonas de arrozal de la provincia de Valencia se utilizan aguas de elevado contenido de materia orgánica y nitrógeno", como ocurre en los cultivos de arroz del estudio regados con aguas residuales.

Los valores de nitrógeno óptimos en el suelo en el cultivo del arroz son de 1,6 a 3 g/kg de suelo. En general se establece la siguiente clasificación¹⁰⁸:

Contenido en N (%)	Clasificación
< 0,05	Deficiente
0,05 – 0,1	Pobre
0,1 – 0,15	Medianamente provisto
0,15 – 0,2	Bien provisto
0,2 – 0,3	Rico
0,3 – 0,5	Bastante rico
> 0,5	Riquísimo

Tabla 18: Valores de nitrógeno en el cultivo del arroz.

¹⁰⁷ PIÑEIRO, F., GARCÍA, J. y GIMÉNEZ, J. "La Pyriculariosis en el arroz valenciano". Comunitat Valenciana Agraria, 2000, p. 43-47.

¹⁰⁸ Vide nota 95.

Según Ucha y Fernández¹⁰⁹, la dosis de nitrógeno aplicada aumenta significativamente la productividad del grano de arroz según ensayos en microparcelas. Sin embargo, según otros autores, el abonado nitrogenado en riego con aguas depuradas supone un exceso en los campos al sumarse al nitrógeno que aportan las aguas. Además, se sabe que aproximadamente el 86 % del nitrógeno la planta lo toma del suelo y sólo el 14 % procede del abonado. Del abonado el 58 % se pierde, el 25 % permanece en el suelo y sólo el 17 % lo toma a la planta. Son pocas las pérdidas de nitrógeno por lixiviación mientras que la mayoría lo hace por volatilización. Como conclusión, en el caso de riego con aguas depuradas prácticamente no es necesario abonar con nitrógeno los campos de arroz lo que llega a ser incluso negativo.

Por último, hay que decir que el empleo de aguas de baja calidad (sódicas) puede deteriorar la estructura del suelo y reducir, por tanto, el rendimiento de los cultivos. La adopción de programas adecuados de riego combinado con dosis óptimas de nitrógeno puede contribuir al rendimiento del arrozal, como confirman las experiencias en riego en zonas semiáridas de la India¹¹⁰, donde la sobreexplotación de los acuíferos causa un descenso de su nivel y un deterioro de su calidad. Según este estudio hay una fuerte interacción entre el agua aplicada y la dosis de nitrógeno: por un lado, la aplicación del agua depende de la dosis de nitrógeno, y por otro, la eficiencia en el uso del nitrógeno depende del manejo del agua.

Como éste, múltiples son los estudios sobre el nitrógeno en el cultivo del arroz. Por ejemplo, en Filipinas en 1996 concluyó un estudio realizado por el Internacional Rice Research Institute de Manila, sobre la absorción del nitrógeno en el arroz¹¹¹. En concreto, en como influye el transporte del nitrógeno a través del suelo y las propiedades de las raíces en la absorción del nitrógeno en los arrozales. Con experimentos realizados en macetas se llega a la conclusión de que la tasa de absorción de nitrógeno en los arrozales no se ve afectada de forma significativa por el transporte a través de las raíces ni por las propiedades

¹⁰⁹ UCHA, A. y FERNÁNDEZ, E. Dinámica del Nitrógeno en los arrozales de Valencia. Valencia: Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001.

¹¹⁰ Estudio realizado por D.K. Sharma y D.R. Sharma del Instituto para la Investigación de la Salinidad del Suelo y presentado en la First Internacional Specialized Conference: Water Quality and its Management. en Nueva Delhi, India en marzo de 1998.

¹¹¹ KIRK, G.J.D. y SOLIVAS, J.L. "On the extent to which root properties and transport through the soil limit nitrogen uptake by lowland rice". *European Journal of Soil Science*, 1997, vol. 48, p. 613-621.

de las mismas, y el transporte del NH_4^+ se produce mayormente por difusión de mayor a menor concentración.

2.3.2.5 FÓSFORO

El fósforo se encuentra **en el suelo** tanto en forma orgánica como inorgánica. El fósforo orgánico representa del 20 al 60% del total del suelo y se acumula en las capas más superficiales del suelo, mientras que el fósforo inorgánico se encuentra en forma de fosfatos de calcio, de hierro y aluminio.

La mayor parte del fósforo contenido en el suelo no es asimilado por las plantas debido a su insolubilidad, únicamente pueden asimilarlo bajo las formas de H_2PO_4^- y, en menor proporción, bajo la forma de HPO_4^{2-} . La solubilidad de estos dos iones depende del pH del suelo y de la presencia de otros iones, especialmente Ca, Fe, Al y Mg. En pequeñas cantidades el fósforo se puede absorber también en forma de fosfatos orgánicos solubles.

El cuadro siguiente muestra el diagnóstico de los suelos según el contenido de fósforo en algunos suelos¹¹²:

Nivel de fósforo del suelo (ppm suelo)	Calificativo
< 20	Muy bajo
20 – 40	Bajo
40 – 80	Correcto
80 – 120	Alto
> 120	Excesivo

Tabla 19: Valores de fósforo en suelos.

El fósforo **en las aguas residuales** se encuentra fundamentalmente como ortofosfato (fósforo soluble), polifosfatos y fósforo en tejidos vivos (fósforo orgánico). El contenido de fósforo en las aguas se debe a los vertidos urbanos (detergentes, fosas sépticas, etc.) y por otra parte a los vertidos de la industria agroalimentaria (abonos, piensos compuestos, etc.). Los problemas que genera

¹¹² Vide nota 95.

el fósforo son similares a los que genera el nitrógeno, ya comentados en el punto anterior.

El máximo aprovechamiento del fósforo por **las plantas** se produce a un pH comprendido entre 6 y 7,5. Las temperaturas bajas disminuyen la absorción del fósforo por la planta del arroz¹¹³; mientras que un buen nivel de fósforo en el suelo aumenta la tolerancia de la planta a las bajas temperaturas.

El fósforo forma parte de los tejidos de la planta en una concentración variable según la parte del aparato vegetativo que se considere. Su valor medio expresado en P₂O₅ se sitúa entre un 0,5 y un 1% en masa de materia seca y participa ampliamente en la construcción de los compuestos fosforilados encargados del transporte y el almacenamiento de la energía precisa para realizar procesos vitales; participa en la biogénesis de los glúcidos, la biosíntesis de los lípidos, la síntesis de clorofilas y compuestos carotenoides, en la glucólisis y en el metabolismo de los ácidos orgánicos.

Su **deficiencia** ocasiona un desarrollo débil del sistema radicular y de la parte aérea de la planta. Las hojas se hacen más delgadas, erectas, de menor tamaño y con las nerviaciones poco pronunciadas. Las hojas más viejas son las primeras en manifestar los síntomas de deficiencia debido a la gran movilidad del fósforo en la planta y a causa de la tendencia que presentan las hojas jóvenes a obtener de las más viejas los elementos móviles en condiciones de deficiencia.

Las alteraciones por **exceso** se observan en cultivos en medio líquido y en suelos con aportaciones masivas y reiteradas de fertilizantes fosfóricos donde se pueden producir deficiencias de hierro, por insolubilidad de este último elemento en el suelo.

En el cultivo del arroz el fósforo se absorbe rápidamente durante la fase vegetativa, acumulándose en el limbo y, en menor medida, en la vaina y en el tallo. Su contenido en la planta aumenta gradualmente hasta alcanzar el valor máximo al comienzo de la floración, manteniéndose constante durante ésta y disminuyendo hasta el estado pastoso del grano. Después de la floración se transmite al grano y en la maduración el 80% del fósforo total de la planta se encuentra en el mismo (Juárez y Sánchez-Andreu¹¹⁴, 1996).

¹¹³ FAGERIA, N.K., SANTOS, A.B. y BALIGAR, V.C. "Phosphorus Soil Test Calibration for Lowland Rice on an Inceptisol". *Agronomical Journal*, 1997, nº 89, p. 737-742.

¹¹⁴ Véase JUÁREZ, M. y SÁNCHEZ-ANDREU, J. Fósforo en agricultura. Alicante: Ed. Universidad de Alicante, 1996.

Los suelos arroceros inundados tienen una mayor capacidad de suministro de fósforo. Su deficiencia en este cultivo provoca una disminución en el número de espigas, un debilitamiento de sus cañas y una menor resistencia a las enfermedades y daños por heladas. La cosecha puede reducirse hasta en un 50 %. Las alteraciones por exceso en este cultivo son las mismas que las descritas de modo general en el apartado anterior.

En las condiciones del cultivo del arroz para que el fósforo esté disponible para la planta en el momento de máxima demanda hay que aplicar el fertilizante fosforado antes de la siembra (Nathan et al, 2002)¹¹⁵. Pensando en las aguas residuales, se puede considerar que representan un aporte continuo de fósforo al suelo, pero quizás en algunos momentos de mayor demandad por parte del cultivo este aporte puede no ser suficiente, mientras que en otros momentos puede ser excesivo y favorecer el crecimiento de organismos patógenos.

El nivel mínimo en suelos de P_0^{3-P} para satisfacer las necesidades del arroz es de 6 ppm¹¹⁶. En general, se establece la siguiente clasificación de valores de fósforo en suelo para el cultivo del arroz¹¹⁷:

Valores de fósforo (ppm)	Clasificación
0 – 14	Escaso
15 – 20	Suficiente
21 – 30	Bueno
> 30	Óptimo

Tabla 20: Valores de fósforo en suelo para el cultivo del arroz.

En un estudio realizado en el Asia Monzónica, en concreto en Filipinas en 1998¹¹⁸, se constata que durante el ciclo del arroz en condiciones de inundación varía la forma en que se presenta el fósforo. Estas variaciones son mayores

¹¹⁵ NATHAN, A. *et al.* “Rice Response to Phosphorus Fertilizer Application Rate and Timing on Alkaline Soils in Arkansas”. *Agronomy Journal*, 2002, n° 94, p. 1393-1399.

¹¹⁶ INTEGRATED pest management for Rice. Second Edition. Oakland: University of California, 1992.

¹¹⁷ GIL DE ANTUÑENO, M.J. Cereales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid: El País/Aguilar, 1992.

¹¹⁸ MAHIEU, N., OLK, D.C. y RANDALL, E.W. “Analysis of phosphorus in two humic acid fractions of intensively croppedlowland rice soils by ³¹P-NMR”. *European Journal of Soil Science*, 2000, vol. 51, p. 391-402.

cuando se intensifica el ciclo (es decir más de una cosecha al año) y el periodo de inundación. Esta variación se manifiesta en una menor humificación en los suelos que permanecen más tiempo inundados, hecho que afecta a su disponibilidad porque la mineralización del fósforo orgánico representa una parte significativa del total absorbido por la planta.

Los suelos de la zona de estudio son ricos en fósforo, aunque en forma no asimilable (Ucha y Fernández, 2001¹¹⁹), por ello hay que aportarlo como abono o con las aguas de riego procedentes de la depuradora.

2.3.2.6 POTASIO

El potasio se encuentra **en los suelos** en cantidades relativamente elevadas. Su contenido (como K_2O) varía de 0,5 a un 3% en masa y depende de su textura. La fracción arcillosa es la que presenta un contenido mayor, por tanto los suelos arcillosos y limosos-arcillosos son más ricos que los limoso-arenosos y los arenosos, aunque esta variación en el contenido de potasio depende también de la magnitud de las pérdidas: extracción de los cultivos, lixiviación y erosión. También el potasio se encuentra en el suelo bajo las formas orgánica e inorgánica. El potasio inorgánico, cuya concentración media en el suelo es del 1,5%, forma parte de los minerales silicatados y se libera por la alteración de los mismos. El potasio orgánico procede de la descomposición de los restos vegetales y animales y representa una pequeña fracción del total de potasio del suelo.

En función de su aprovechamiento por las plantas, el potasio del suelo puede clasificarse en:

- **Potasio no asimilable.** Se encuentra formando parte de las estructuras de algunos minerales primarios. Con el paso del tiempo estos minerales se meteorizan y dejan libre el K^+ que puede ya asimilarlo la planta. Representa la mayor parte del potasio total del suelo (entre el 90 y el 98%).
- **Potasio rápidamente asimilable.** Se trata del potasio contenido en la disolución del suelo y del potasio intercambiable adsorbido en los coloides del suelo. En un suelo normal representa del 1 al 2% de su contenido total. De esta cantidad el 10% se encuentra en la disolución, mientras que

¹¹⁹ UCHA, A. y FERNÁNDEZ, E. Dinámica del Nitrógeno en los arrozales de Valencia. Valencia: Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001.

el 90% restante está adsorbido sobre los coloides. Aunque la medida de este tipo de potasio es muy útil para establecer la cantidad de potasio asimilable de los suelos, la mayor parte de las plantas pueden absorber potasio en otras formas menos asimilables.

- **Potasio lentamente asimilable.** Son los iones K^+ contenidos en la disolución del suelo que quedan atrapados entre las capas de algunas arcillas cristalinas, lo que impide su absorción por las plantas. Al cabo de cierto tiempo, bajo determinadas condiciones, se libera pasando de nuevo a la disolución del suelo.

En el equilibrio del potasio en el suelo influyen diversos factores como son la composición coloidal del suelo, el grado de humedad, la temperatura, el pH del suelo y la acción de heladas y deshielos.

El cuadro siguiente muestra el contenido de potasio deseable en suelos para la mayoría de cultivos, según el tanto por cien de arcilla en el suelo¹²⁰:

% Arcilla	Valor deseable de potasio (en meq/100 g)
< 10	<0,21
10 – 15	0,21-0,32
15 – 20	0,32-0,38
20 – 25	0,38-0,42
25 – 30	0,42-0,51
> 30	% arcilla x 0,017

Tabla 21: Valores de potasio deseables en suelos.

Aunque el potasio¹²¹ no forma parte de los principios esenciales de la **planta**, éstas lo absorben en cantidades importantes bajo la forma de K^+ . Su contenido en la planta puede fluctuar ampliamente, dependiendo de la especie, del órgano que se considere y del contenido asimilable del suelo. Forma parte de un gran número de enzimas, por lo que regula muchas funciones de la planta. Interviene en la fotosíntesis favoreciendo la síntesis de carbohidratos, así como el movimiento de estos compuestos y su acumulación en los órganos de reserva, es el principal catión presente en los jugos vegetales, sales minerales y de

¹²⁰ Vide nota 96.

¹²¹ Véase la página Web del Potash & Phosphate Institute: <http://www.ppi-far.org>

combinaciones complejas inestables con los coloides celulares. Los tejidos jóvenes lo retienen bastante enérgicamente, pero en los tejidos viejos o alterados puede haber pérdidas por lavado de los órganos aéreos bajo la acción de las lluvias.

El potasio favorece el mejor aprovechamiento del agua por la planta pues contribuye a mantener la turgencia celular, lo que conlleva una disminución de la transpiración cuando el agua escasea. Tiene también efectos favorables en la resistencia de las plantas a las bajas temperaturas y a las heladas e incrementa su resistencia a la salinidad y a los parásitos.

Debido al carácter móvil del potasio en la planta, éste tiende a desplazarse a las hojas más jóvenes para cubrir sus necesidades. Son pues las hojas viejas las que presentan los primeros signos visibles de **deficiencia**. Inicialmente la falta de potasio origina un retraso general del crecimiento que afecta especialmente a los órganos de reserva, menor resistencia a las enfermedades criptogámicas, una prolongación del periodo vegetativo y retraso de la maduración de las semillas, frutos notablemente ácidos, sin aroma y con fuerte coloración, menor resistencia a las bajas temperaturas, tendencia al marchitamiento, retraso en el crecimiento radicular y descenso general de los rendimientos.

Cuando hay una cantidad excesiva de potasio asimilable las plantas absorben mayor cantidad de la que precisan sin que ello repercuta en un aumento de la producción. Por otra parte, un **exceso** en la absorción de potasio origina deficiencias de magnesio, calcio, hierro y zinc.

En el arroz el potasio se adsorbe rápidamente en las primeras fases vegetativas, en correspondencia con la cantidad de nitrógeno, y a un ritmo similar al de producción de materia seca. La absorción disminuye gradualmente en el transcurso del ciclo del arroz, aumentando de nuevo desde la floración hasta la madurez pastosa del grano. Además, las condiciones de inundación aumentan la solubilidad del potasio. Sin embargo, no se produce una transferencia importante de este elemento desde los órganos vegetativos a los granos durante su periodo de formación. El potasio, durante el ahijamiento, desempeña un importante papel en la formación de la panícula. Una disponibilidad adecuada de potasio induce mayor resistencia a la planta a determinadas enfermedades causadas por hongos, a las bajas temperaturas durante la floración y al encamado. También reduce el periodo floración-

maduración, aumenta la longitud de la panícula, el peso del grano y el rendimiento del arroz cáscara.

Sin embargo, un estudio de Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA) con distintas dosis de abono N-P-K en el arrozal valenciano¹²² demostró que el aumento de fertilización potásica no supuso diferencias en el crecimiento de la planta ni en la producción, al igual ocurre con el fósforo en lo que respecta a producción y sólo se observaron diferencias en el abonado de nitrógeno. Además no se detectó ningún tipo de interacción entre los tres macronutrientes.

El nivel mínimo en suelos de potasio para satisfacer las necesidades del arroz es de 60 ppm¹²³, valores adecuados se sitúan entre 61 y 200 ppm. En general se establece la siguiente clasificación¹²⁴:

Valores de K (ppm)	Clasificación
0 – 60	Escaso
61 – 120	Suficiente
120 – 200	Bueno
> 200	Óptimo

Tabla 22: necesidades de potasio en suelo para el cultivo del arroz.

¹²² Véase SENDRA, J.; CARRERES, R.; POMARES, F.; ESTELA, M. y TARAZONA, F. “Efecto de la fertilización nitrogenada, fosforada y potásica sobre el rendimiento y el desarrollo vegetativo del arroz en Valencia”. *Revista Producción y Protección Vegetal*, 1993, vol. 8, nº 2, p. 221-234.

¹²³ INTEGRATED pest management for Rice. Second Edition. Oakland: University of California, 1992.

¹²⁴ Vide nota 95.

2.3.2.7 SODIO, CALCIO Y MAGNESIO

En los suelos estos tres elementos se presentan formando parte de los silicatos, como ocurre con el potasio, y se encuentran en la fracción mineral del suelo en mayor o menor proporción según sea el ritmo de meteorización y lixiviación. Se hallan como cationes cambiables entre la solución del suelo y el complejo adsorbente y pueden encontrarse también como cloruros, sulfatos, carbonatos u otras sales (Wild, 1988¹²⁵).

Los silicatos de sodio, calcio y magnesio se pierden fácilmente por lixiviación, como ocurre en suelos moderadamente meteorizados y lixiviados, en los que existen pequeñas cantidades de estos elementos. Sin embargo, los suelos intensamente meteorizados y lixiviados pierden progresivamente los silicatos sódicos y cálcicos (el magnesio es más retenido gracias a su red cristalina), y, finalmente, las arcillas. En consecuencia, es normal encontrar sólo pequeñas reservas de sodio y calcio para reponer los iones cambiables cuando éstos son absorbidos por las plantas o perdidos por lixiviación.

SODIO

El sodio de la solución del suelo junto al sodio cambiante constituye la fuente de suministro de este elemento para las plantas. Este ion queda fijado muy débilmente en todos los tipos de suelo. Si bien en sentido estricto el sodio no es un elemento esencial para las plantas cultivadas, resulta beneficioso para algunos cultivos.

Por otro lado, la toxicidad causada por el sodio en las plantas es difícil de diagnosticar, pero se ha identificado frecuentemente como resultado de una alta proporción de sodio en el agua (RAS elevado). Los síntomas de toxicidad típicos del sodio aparecen en forma de quemadura o necrosis, inicialmente a lo largo de los bordes de las hojas. Los síntomas aparecen antes en las hojas más viejas y en sus bordes y, a medida que se intensifican, la necrosis se desplaza progresivamente en el área intervenal hacia el centro de las hojas.

Entre los muchos cultivos sensibles se encuentran los frutales de hoja caduca, los cítricos, los aguacates, etc. Para cultivos arbóreos el nivel tóxico se

¹²⁵ WILD, A. Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas según Rusell. Barcelona: Mundi-Prensa, 1992.

encuentra a concentraciones superiores a 0,25 o 0,50% de sodio sobre materia seca.

A menudo la toxicidad de sodio está relacionada por la disponibilidad de calcio en el suelo. Se sigue investigando si la toxicidad se manifiesta simplemente por una elevada concentración de sodio o es un problema más complejo que incluye la deficiencia de calcio.

TOLERANCIA RELATIVA DE ALGUNOS CULTIVOS AL SODIO INTERCAMBIABLE.		
Sensibles	Semitolerantes	Tolerantes
PSI <15	15<PSI<40	PSI >40
Aguacate	Zanahoria	Alfalfa
Frutas caducifolias	Trébol	Cebada
Nueces	Lechuga	Remolacha
Maíz	Avena	Algodón
Guisante	Arroz	Gramma
Pomelo	Centeno	
Melocotonero	Sorgo	
Mandarino	Tomate	
Lentejas	Trigo	
Garbanzo	Espinaca	

Tabla 23: Tolerancia de algunos cultivos al sodio.

Debido a que los efectos aparentes de la toxicidad del sodio pueden ser agravados por una mala infiltración, las evaluaciones de una toxicidad potencial o del RAS deben efectuarse con sumo cuidado. Si la infiltración es adecuada, solamente los cultivos más sensibles de la tabla anterior presentan reducción en sus rendimientos como consecuencia del exceso de sodio. Los cultivos más tolerantes desarrollan bastante bien con una buena infiltración y estructura del suelo y, por lo general, toleran valores más altos del PSI.

El sodio no es tóxico en pequeños dosis para el arroz sin embargo sí lo es en dosis elevadas. El arroz es especialmente sensible días después de la siembra (entre el 2,7 y el 4 % de Na a los diez días según variedades) aunque en otros

momentos es más tolerante. Parece ser que las variedades tolerantes acumulan más cloruro de sodio en sus tejidos que las variedades sensibles.¹²⁶

CALCIO

Como ya se ha comentado el calcio se pierde de manera importante por lixiviación. La pérdida de silicatos de calcio suele tener consecuencias importantes por su carácter de nutriente esencial y a que no hay renovación por la lluvia.

En casi todos los suelos neutros o sólo ligeramente ácidos, el Ca^{2+} ocupa la mayor parte de las posiciones de cambio de las arcillas y de los coloides húmicos. Además, la calcita puede presentarse como calcita (CaCO_3) en los suelos formados a partir de rocas calizas y otros materiales calcáreos, y en los suelos recientemente encalados. Aparece en forma de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en muchos suelos de las regiones áridas y semiáridas. En algunos suelos poco frecuentes, como los derivados de serpentinas, la relación Mg/Ca en el complejo de cambio puede ser tan elevada que los cultivos manifiestan una verdadera carencia de calcio; sin embargo, estos suelos son poco fértiles ya que con frecuencia tienen también contenidos elevados de níquel y de otros elementos metálicos fitotóxicos.

La mayor parte de los suelos contienen suficiente calcio para satisfacer la demanda de los cultivos. Sin embargo, la mayoría de los cultivos que tienen fuertes exigencias de calcio también son sensibles a las relativamente altas concentraciones de iones de aluminio o de manganeso típicos de los suelos ácidos, lo que obliga a elevar su pH mediante el aporte de caliza o de cal para eliminar sus efectos fitotóxicos.

Generalmente en las plantas el calcio y el magnesio son elementos antagonísticos. La relación Ca/Mg debe estar comprendida entre 1 y 1,3 para permitir un desarrollo vegetal normal.

El calcio es absorbido por las plantas en forma del catión Ca^{2+} , donde desempeña diversas funciones como: estimular el desarrollo de las raíces y de las hojas, formar parte de las paredes celulares y fortalecer la estructura de la

¹²⁶ ANGLADETTE, A. El Arroz. Barcelona: Ed. Blume, 1975.

planta, activar varios sistemas de enzimas, ayudar a neutralizar los ácidos orgánicos en la planta, entre otras. Respecto a la carencia de calcio el síntoma más común es el escaso crecimiento y la podredumbre de las raíces.

En el arroz "...las hojas de más edad son las más ricas en calcio. A partir de la floración se da una retención del calcio en las hojas y tallos y una migración reducida en panículas y granos¹²⁷. Su deficiencia en el arroz tiene síntomas análogos a la carencia de potasio caracterizada por una clorosis verde entre las nerviaciones.

MAGNESIO

Como el calcio, el magnesio es lixiviado en los suelos de las regiones húmedas. Se libera a partir de los silicatos después de su meteorización y es más abundante en los suelos que contienen dolomías. El Mg^{2+} se comporta de forma similar al Ca^{2+} en las reacciones de cambio, pero se ha comprobado que se transforman en no cambiables cuando el pH de los suelos se eleva mediante el encalado, si bien no existe una explicación satisfactoria para este proceso¹²⁸.

El magnesio en las plantas tiene un papel especialmente importante pues forma parte de la clorofila, y de algunos enzimas y regula la asimilación del P_2O_5 al transformarlo en fosfato soluble y móvil en el interior de los vegetales.

En el arroz los contenidos de magnesio varían poco observándose un máximo en la floración que disminuye al final del ciclo como consecuencia de la migración hacia la panícula. Parece ser que un exceso de abonado obstaculiza la utilización del magnesio por la planta o bien la retarda y determina, por el contrario, su acumulación¹²⁹.

Se han detectado deficiencias magnésicas en alguna época en todas las especies cultivadas habitualmente, mayores entre los cultivos hortícolas que entre los extensivos debido, probablemente, a la frecuente utilización de

¹²⁷ Vide nota 126.

¹²⁸ Vide nota 125.

¹²⁹ Vide nota 126.

fertilizantes potásicos minerales en aquéllos. En el arroz la carencia de magnesio se manifiesta por una clorosis en las nerviaciones de las hojas más clara que en el caso de la carencia de calcio, a la que sigue el enrollamiento de las hojas y su posterior caída.

2.3.3 METALES PESADOS O ELEMENTOS TRAZA

El término metal pesado, elemento traza, oligoelemento o microelemento puede definirse como aquel cuya densidad supera los 5 g/cm³ o que tiene un número atómico superior a 20 (Barceló y Poschenrieder¹³⁰, 1990), definición algo simplista que engloba elementos químicos de muy distintas características por lo que quizás sea más adecuado utilizar el término elemento traza para referirse a estos metales que además se encuentran en muy pequeñas concentraciones en la naturaleza.

Se encuentran grandes diferencias en cuanto a las funciones biológicas de los elementos traza en animales y plantas; así hierro, cobre, zinc, manganeso y molibdeno son nutrientes esenciales, algunos son beneficiosos en ciertas circunstancias como el cromo y el níquel, mientras que otros no sólo no tienen función biológica conocida como el plomo, el mercurio y el cadmio sino que además a partir de determinadas concentraciones producen disfunciones enzimáticas en las plantas. De hecho, la mayoría de los elementos traza son tóxicos o perjudiciales para los seres vivos a partir de determinadas concentraciones.

Si bien, los aportes de metales con el agua de riego no suelen ser por lo general preocupantes, salvo si se recogen los efluentes de industrias, sí que el contenido de elementos traza en las aguas residuales suele ser más elevado que en las aguas normales. Entre estos metales el cromo, el hierro, el plomo y el mercurio plantean relativamente poco riesgo para las plantas y animales, ya que se convierten en formas de baja solubilidad y asimilabilidad. Concentraciones excesivas de algunos elementos como el boro, cobre, zinc, incluso el hierro, pueden presentar problemas de toxicidad para las plantas. Por ejemplo,

¹³⁰ BARCELÓ, J. y POSCHENRIEDER, C.H. "Plant water relations as affected by metal stress: a review". *Journal of Plant Nutrition*, 1990, nº 13, p. 1-37.

concentraciones de boro superiores a 1 ppm pueden ser perjudiciales para el riego de cítricos, melocotoneros, ciruelo, vid, cebolla y fresa (Pescod, 1992)¹³¹. Los elementos particularmente tóxicos son el cobre, el cinc, el níquel y el cadmio. Se ha comprobado toxicidad en algunos cultivos por aplicaciones con los tres primeros elementos (Cu, Zn y Ni) cuando se utilizan aguas residuales y se considera, también, que el cadmio se acumula en algunas plantas hasta niveles que pueden ser peligrosos para el hombre. El manganeso puede constituir un problema en los suelos ácidos por razones de fitotoxicidad. Si bien el molibdeno, incluso en altas concentraciones no es fitotóxico, aplicaciones repetidas de lodos ricos en este elemento pueden originar problemas en la salud animal si los suelos tienen pH alto. Recalcando lo que ya se ha dicho, en 1981 Page¹³² afirma que elementos traza como el zinc, níquel, cobre, molibdeno y cadmio pueden ser tóxicos para los animales y las personas.

Pero no sólo son las aguas residuales el origen de estos elementos en suelos; los desechos industriales y mineros, y los fungicidas pueden ser una fuente importante de introducción de algunos metales pesados como el cromo y el cobre en los suelos agrícolas.

Las administraciones americanas tienen establecidas unas recomendaciones de contenidos máximos de elementos traza en aguas de riego que varían según se considere un riego permanente para cualquier tipo de suelo o un periodo máximo de aplicación de riego de 20 años a suelos de textura fina y con un pH entre 6 y 8,5¹³³. Sin embargo la Unión Europea por el momento sólo ha regulado los máximos de metales en aportes de lodos de depuradora a suelos, los cuales pueden ser orientativos en cuanto a riego con aguas residuales¹³⁴.

¹³¹ PESCOD, M.M. Wastewater treatment and use in agriculture. Irrigation & Drainage. Paper n° 47. Roma: FAO, 1992.

¹³² PAGE, A.L., CHANG, A.C., SPOSITO, G. y MATTIGOD, S. "Trace elements in wastewater: Their effects on plant growth and composition and their behavior in soils". En ISKANDAR. I.K. Modeling wastewater renovation. Land treatment. Nueva York: John Wiley & Sons, 1981.

¹³³ BOUWER, H. y IDELOVITCH, E. "Quality requirements for irrigation with sewage water". *Journal of Irrigation & Drainage Eng.*, 1987, n° 113, p. 516-535.

¹³⁴ RAMOS, C. "El uso de aguas residuales en riegos localizados y en cultivos hidropónicos". En Forum Internacional de Horticultura y Tecnología: "La Automatización de la Hidroponía y la Fertirrigación". Valencia, 1997.

A este respecto, la legislación debería discriminar, no sólo en cuanto al uso que se va a dar a las aguas residuales, sino también entre las distintas condiciones de suelos y climas, ya que los suelos calizos con pH alcalinos, elevado contenido en carbonatos y alta permeabilidad, son suelos muy distintos a los suelos ácidos de climas húmedos. Debido a estas características los suelos calizos secuestran los metales pesados formando quelatos que a la vez aseguran una rápida percolación de las aguas residuales y los convierte en un filtro químico natural (Lavite, 1986)¹³⁵. Como dato el cromo se encuentra mucho menos disponible en este tipo de suelos.

ELEMENTO	CONCENTRACIÓN PPM	OBSERVACIÓN
CADMIO	0,01	Su acumulación en suelos y plantas es un peligro para los seres humanos.
COBRE	0,2	Toxicidad para ciertas plantas en soluciones nutritivas.
HIERRO	5	Contribuye a la acidez y a la indisposición del fósforo y del Molibdeno.
MANGANESO	0,2	Tóxico en suelos ácidos.
MOLIBDENO	0,01	Tóxico en animales que consumen plantas con alto contenido en este elemento.
NÍQUEL	0,2	Su toxicidad disminuye con el aumento del pH.
PLOMO	5	Inhibe el crecimiento celular en presencia de altas concentraciones.
ZINC	2	Su toxicidad disminuye con el aumento del pH.

Tabla 24: Concentración máxima permisible de algunos elementos químicos en aguas de riego (Adaptada de FAO, 1992¹³⁶).

¹³⁵ LAVITE, Z. Factibilidad de uso de suelos lacustricos de la cuenca del Lago de Valencia (Venezuela) como filtro natural de metales pesados presentes en aguas residuales. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1986.

¹³⁶ WASTEWATER treatment and use in agricultura. Irrigation and Drainage. Paper 47. Roma: FAO, 1992.

Para la US-EPA las concentraciones de cationes en agua reutilizada recomendadas para uso en regadío se reflejan en la siguiente tabla:

METAL	RIEGO CONTINUADO	USO A CORTO PLAZO
	Cualquier tipo de suelo (ppm)	Suelo alcalino o neutro (ppm)
Al	5	20
As	2	10
Be	0.1	0.5
B	0.75	2
Cd	0.01	0.05
Cr	0.1	1
Co	0.05	5
Cu	0.2	5
F	2	15
Fe	5	20
Pb	5	10
Li	2.5	-
Mn	0.2	10
Mo	0.01	0.05
Ni	0.2	2
Se	0.02	-

Tabla 25: Concentraciones de cationes en agua reutilizada recomendadas por la US-EPA, para que sea adecuado su uso en regadío. (Fuente: Brieva, 1995¹³⁷).

No hay unanimidad en cuanto a los valores umbrales, si bien los diversos autores plantean valores similares; así Burton¹³⁸ recomienda las siguientes concentraciones máximas de microelementos en agua de riego:

- Aluminio (5,0 ppm); puede provocar falta de productividad en suelos ácidos, pH 5,5, aunque suelos más alcalinos precipitarán el ion y eliminaran cualquier toxicidad.
- Arsénico (0,1 ppm); su toxicidad varía ampliamente, entre 12 ppm para la hierba del Sudan y menos de 0,5 ppm para el arroz.

¹³⁷ BRIEVA, C. "Reutilización de aguas". En ÁLVAREZ, M. y CABRERA, F. La calidad de las aguas continentales españolas. Estado actual e investigación. Logroño: Geoforma Ediciones, 1995.

¹³⁸ En BURTON, F. Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización. Madrid: Mc Graw-Hill, 1995.

- Berilio (0,1 ppm); su fitotoxicidad varía ampliamente, entre 5 ppm hasta 0,5 ppm para las judías verdes.
- Cadmio (0,1 ppm); es tóxico para la remolacha, las judías y los nabos a 0,1 ppm. Los límites recomendados son conservadores debido a su capacidad para acumularse en el suelo y en la planta.
- Cobre (0,2 ppm); es tóxico para diversas plantas (0,1 y 1,0 ppm) en disolución.
- Hierro (5,0 ppm); no es tóxico para las plantas en suelos aireados, pero puede contribuir a la acidificación del suelo y a la disminución del fósforo y molibdeno, elementos esenciales para las plantas.
- Litio (2,5 ppm); es tolerante para la mayoría de los cultivos hasta 5 ppm; es un elemento móvil en el suelo. Es tóxico para los cítricos a concentraciones superiores a 0,075 ppm.
- Manganeso (0,2 ppm); es tóxico para algunas plantas en pequeñas concentraciones principalmente en suelos ácidos.
- Níquel (0,2); es tóxico para algunas plantas a concentraciones de 0,5 a 1,0 ppm, su toxicidad disminuye a pH neutros o alcalinos.
- Plomo (5,0 ppm); puede contribuir a inhibir el crecimiento de células vegetales a concentraciones elevadas.
- Zinc (2,0 ppm); es tóxico para muchas plantas a concentraciones muy variables, su toxicidad disminuye a pH mayor de 6,0 y en suelos con textura fina o de carácter orgánico.

A este respecto, el zinc normalmente se encuentra en elevadas concentraciones en las aguas residuales. El cobre y el níquel son responsables, ya sea aisladamente o en combinación, de los efectos fitotóxicos que se presentan mayoritariamente en muchos cultivos. Su toxicidad relativa depende de la especie cultivada y del suelo, pero se ha sugerido que el cobre, para el mismo peso, es dos veces más tóxico que el zinc, y que el níquel es ocho veces más fitotóxico que el zinc. Sobre esta base se ha formulado el denominado "equivalente de zinc" que se

utiliza para determinar la máxima cantidad de lodo que puede aplicarse sin riesgo, siempre que el pH del suelo no sea inferior a 6,5³⁹.

El estudio se centra en algunos de estos metales, en concreto el boro, el cadmio (considerado inicialmente aunque luego se descartará), el cobre, el cromo, el hierro, el manganeso, el níquel, el plomo y el zinc, por lo que a continuación se describe más pormenorizadamente los efectos de estos metales.

2.3.3.1 BORO

El boro es un elemento esencial para el desarrollo de las plantas pero solamente en concentraciones muy pequeñas y puede convertirse en tóxico cuando se superan estas cantidades. Se encuentra con frecuencia en cantidades excesivas con las sales. En general, está en forma de borato sódico en los suelos, y como es soluble en agua se acumula de manera parecida a cualquier otra sal soluble. Las cantidades excesivas son muy venenosas para las plantas y la toxicidad al boro se presenta con frecuencia al mismo tiempo que la salinidad¹⁴⁰. Para algunos cultivos, por ejemplo, si el nivel esencial de boro en el agua es de 0,2 mg/L, las concentraciones por encima de 2-3 mg/L en el agua de riego o en la solución del suelo (no los niveles totales en suelo) son tóxicas. Las aguas superficiales rara vez contienen niveles tóxicos de boro, pero los manantiales y las aguas de pozos pueden contener concentraciones tóxicas, lo mismo que las aguas reutilizadas de depuradora.

Por primera vez en 1887 Wittstein y Apoiger señalan que el boro se encuentra como elemento integrante de algunas plantas. Años más tarde, en 1895, Jay afirma que este elemento se encuentra en todas las plantas. Experimentos posteriores como los de Bertrand en 1912, Mazé en 1914 y Warrington en 1923, Sommer y Lipman en 1926 confirman al boro como un elemento esencial en las plantas.¹⁴¹ Por tanto, aunque hoy se acepta que el boro

¹³⁹ WILD, A. Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas según Rusell. Barcelona: Mundi-Prensa, 1992.

¹⁴⁰ LÓPEZ RITAS, J. y LÓPEZ MÉLIDA, J. El diagnóstico de suelos y plantas. Métodos de campo y laboratorio. 4ª edición. Madrid: Mundi Prensa, 1990.

¹⁴¹ Véase RAMOS, J. y FÉRNANDEZ, C. Los microelementos en la agricultura. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa, 1985.

es un elemento esencial para las plantas, no hay una demostración absoluta de que lo sea para los animales.

En el suelo el movimiento del boro está regulado por diversos factores que se hallan íntimamente relacionados entre sí. No se puede por ello efectuar una separación específica de cada uno y señalar su particular influencia. En conjunto hay que destacar: la textura del suelo, el pH, la concentración presente, la temperatura y la naturaleza de los componentes del mismo.

Así los suelos de textura gruesa son pobres en boro hidrosoluble, ya que es fácilmente lixiviable y desplazable a las capas más profundas, mientras los suelos de textura fina tienden a retener el boro, como es el caso de la zona de estudio. Este hecho, sin embargo, no implica necesariamente que las plantas absorban el elemento fijado en las arcillas en cantidades mayores que en los arenosos a iguales concentraciones de boro hidrosoluble. En realidad es al contrario, se ha comprobado que cuando esto se cumple, las plantas toman mucha más cantidad de boro en suelos arenosos que en suelos de textura fina.

Por otro lado el pH y la naturaleza de los componentes del suelo influyen de manera fundamental en la retención del boro en el suelo. La opinión más extendida es que los máximos responsables de la adsorción son los óxidos de aluminio y hierro que forman parte del suelo, y que al aumentar el pH se incrementa la adsorción, alcanzando un máximo en la zona alcalina. Por tanto a pH bajo, el boro hidrosoluble se encuentra fundamentalmente en forma molecular H_3BO_3 en la disolución del suelo, es decir, está muy poco dissociado y, por tanto, prácticamente no queda absorbido en los coloides y es lixiviado fácilmente; mientras que al aumentar el pH la absorción va aumentando hasta alcanzar un máximo a pH entre 7 y 9, para disminuir rápidamente con mayores aumentos de alcalinidad, hasta el punto de que a pH 10 es mínima.

Asimismo, el boro puede también fijarlo la materia orgánica, por lo que se necesitan mayores cantidades de boro para producir toxicidad en las plantas que crecen en suelos con alto contenido en materia orgánica. Por otro lado, el calcio puede influir en la fijación del boro debido al aumento de pH como consecuencia de la presencia de carbonatos ya que éste puede ejercer de intermediario en la adsorción del boro cuando se encuentra adsorbido en una proporción elevada al coloide del suelo. También la adición de potasio debería aumentar la

disponibilidad del boro en el suelo por la formación de tetraborato potásico de gran solubilidad. Sin embargo, se ha encontrado que para valores altos de pH, el potasio disminuye la solubilidad del boro. Por ello, los cultivos que reciben una fertilización potásica tienen una mayor necesidad de boro.

La temperatura y la humedad del suelo son factores a considerar en la fijación del boro, si bien su influencia es de menor cuantía que la de los factores anteriores. Algunos trabajos experimentales realizados parecen indicar una disminución en la fijación con los incrementos de temperatura. También la deficiencia de boro en determinados cultivos, se acelera en condiciones de extrema sequedad.

En las plantas el boro es de escasa movilidad y es absorbido en las distintas formas del ácido bórico: $B_4O_7^{-2}$, BO_3^{-3} , BO_3H^{-2} o $BO_3H_2^{-}$, bien mediante su aparato radicular o por vía foliar. Las cantidades requeridas son pequeñas, aunque varían desde 2-4 ppm de peso seco en la cebada hasta las 40-75 ppm de la remolacha. En general, en los tubérculos y leguminosas se encuentran los contenidos más altos seguidos de frutales y hortalizas; los cereales son los más pobres y las plantas jóvenes absorben el boro más intensamente que las adultas. Estos valores, al igual que ocurre con otros oligoelementos, pueden variar considerablemente en plantas de la misma especie en un mismo suelo. Las hojas y los órganos reproductores presentan siempre los contenidos máximos.

En 1913, Brandenburg¹⁴² comprobó que la enfermedad de la remolacha azucarera conocida como "corazón podrido" se debía a una deficiencia de boro, y desde entonces se han descubierto gran variedad de cultivos que pueden quedar gravemente afectados por un suministro insuficiente de este elemento. Los síntomas que se manifiestan son diferentes dependiendo del cultivo, no obstante, las características que pueden considerarse más comunes se concretan en una disminución del crecimiento, de la superficie foliar, de la concentración de clorofila, de la resistencia a las infecciones y de la actividad de enzimas oxidantes. Las hojas jóvenes presentan color verde pálido, tienden a retorcerse y finalmente mueren, cesando el crecimiento terminal. Sin embargo y en concreto, el arroz es un cultivo poco sensible a la carencia de boro, el nivel crítico por

¹⁴² Vide nota 141.

debajo del cual aparece carencia en boro es de entre 0,1 y 0,7 ppm según las circunstancias¹⁴³.

Por el contrario, el exceso del boro se aprecia por amarilleamiento característico de las puntas en las hojas de la planta. Esta clorosis tiende a extenderse a los bordes y entre los nervios, con una coloración amarillo naranja. Posteriormente, los bordes se necrosan, aparecen exudaciones resinosas y, finalmente, en los casos agudos, hay una defoliación intensa que incluso puede dar lugar a la muerte del árbol. Una de las causas más frecuentes del exceso de boro en la planta es la elevada concentración en el agua de riego. Se estima que un contenido en agua superior a 2 ppm la hace inutilizable para riego. Los síntomas de toxicidad de boro en las plantas aparecen cuando la concentración foliar excede de 200-250 ppm de boro en materia seca. Un ejemplo de cultivos especialmente sensibles al boro son los cítricos. Por otro lado, hay experiencias que demuestran que en suelos ácidos el boro puede pasar fácilmente a la planta y en el caso del arroz acumularse en el grano, provocando a largo plazo ceguera en el consumidor.

2.3.3.2 CADMIO

El cadmio, descubierto por Stromenger en 1817, es un metal relativamente raro y no se encuentra en el estado puro en la naturaleza. Se encuentra casi siempre asociado con el zinc. El cadmio tiene un número limitado de usos y se utiliza en materiales industriales. Sus principales aplicaciones incluye: la protección galvánica del acero, los estabilizadores para el cloruro de polivinilo, los pigmentos de plásticos y cristales, electrodos en baterías de níquel-cadmio, y como componente de varias aleaciones¹⁴⁴. Su uso en pigmentos hace que se encuentra a menudo en juguetes plásticos y en los envases de alimentos.

No se ha demostrado que el cadmio tenga ninguna función esencial en los seres vivos. Sin embargo, es un contaminante ambiental cuya concentración ha ido aumentando por la industria y por el aumento del parque automovilístico.

¹⁴³ DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

¹⁴⁴ FRIBERG, L., ELINDER, C.G., y KJELLSTROM, T. IPCS, Environmental Health Criteria 134. Cadmium. Ginebra: Organización Mundial de la Salud, 1992.

El cadmio en suelos ácidos presenta más movilidad que otros metales pesados. Aunque el Cd^{2+} se adsorbe mediante intercambio de ligando por la goethita, su afinidad superficial es menor que la del zinc. Sin embargo, en suelos básicos calizos como tiene elevada afinidad superficial por el carbonato cálcico se supone que es la adsorción química la que controla la concentración de cadmio en estos.

La absorción de cadmio por las plantas cultivadas en suelos tratados con aguas residuales es, normalmente, bastante mayor que en los no tratados, pero no suele presentarse fitotoxicidad. El cadmio penetra a través de las raíces de plantas y llega a otros órganos como las frutas y las semillas. De ahí pasa a los animales que las consumen, donde se acumula en la leche animal y los tejidos finos grasos.

Sin embargo, en los seres humanos y animales tiene efectos tóxicos a partir de determinadas concentraciones en el cuerpo y se absorbe por las vías respiratoria y oral para acumularse esencialmente en el hígado, el riñón y en los órganos reproductores. El cadmio es un antagonista del zinc y es cancerígeno según la EPA pero además puede producir otras enfermedades¹⁴⁵ como: neumonitis por inhalación, gastroenteritis por ingestión, osteomalacia, disfunciones renales, disfunciones testiculares y ováricas, anemia, hipertensión, hiperglucemia, alteraciones del sistema nervioso, etc.

Según Mengel y Kirkby¹⁴⁶, el cadmio en concentraciones elevadas provoca el bloqueo del metabolismo del hierro en los vegetales. Estos autores consideran concentraciones de cadmio normales entre 0,1 y 1 ppm, mientras estiman concentraciones tóxicas a partir de 3 ppm. Las principales fuentes de cadmio en suelos agrícolas son los fertilizantes fosfatados, los minerales de zinc, pero también las aguas residuales y el empleo de lodos de depuradoras como fertilizante de suelos.

¹⁴⁵ KJELLSTRÖM, T. "Critical organs, critical concentration and whole body dose-response relationships". En FRIBERG, L., ELINDER, C.G., KJELLSTRÖM, T. y NORDBERG, G.F. Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal. Vol. II: Effects and response. Boca Ratón (USA): CRC Press, 1986.

¹⁴⁶ MENGEL; K y KIRKBY, E. Principles of plant nutrition. Ginebra: International Potash Institute Switzerland, 1987.

En el arroz la polución de agua de riego con residuos mineros que contienen cadmio produce el aumento de la concentración de dicho elemento en el grano, que es tóxico para el consumidor. La toxicidad del cadmio causada por las plantas de arroz contaminadas ya fue divulgada en Japón en los años cincuenta¹⁴⁷. Estos estudios demostraron que los granjeros que cultivaban arroz para autoconsumo en zonas donde había industrias que emitían cadmio enfermaron al ingerir el cadmio que había pasado a la cosecha de arroz a través del lodo de aguas residuales municipales usado como fertilizante. Los japoneses Kitagishi y Yamane¹⁴⁸ en 1981 recomiendan que el cadmio contenido en el agua de riego no exceda de 0,01 ppm para evitar concentraciones tóxicas en grano del arroz. Por otro lado, estudios en Taiwán han detectado concentraciones en grano de 2,5 ppm en arrozales regados con aguas reutilizadas contaminadas con cadmio (Chen¹⁴⁹ et al. 1994), concentraciones que son tóxicas para el consumidor ya que la máxima permitida de cadmio en arroz es solamente 0,5 ppm, (Department of Health/ROC¹⁵⁰, 1988).

2.3.3.3 COBRE

La presencia del cobre en las plantas es un hecho reconocido desde hace más de 150 años. Sin embargo, la certeza de que es esencial para los seres vivos no se confirma hasta el primer tercio del siglo XX.

El contenido medio de cobre en los suelos oscila entre 5 y 50 ppm, siendo los sulfuros los minerales más abundantes y la principal fuente suministradora del elemento al suelo. Normalmente se halla como Cu^{+2} , en su mayor parte como constituyente de las estructuras cristalinas de los minerales primarios que todavía no han experimentado el proceso de edafización, y de los minerales secundarios. En menor cantidad, se encuentra también integrado en la materia orgánica,

¹⁴⁷ KANETA, M., HIKICHI, H., ENDO, S. y SUGIYAMA, N. "Chemical Form of Cadmium (and other Heavy Metals) in Rice and Wheat Plants". *Environmental Health Persp.*, 1986, vol. 65, p. 33-37.

¹⁴⁸ KITAGISHI, K. y YAMANE, I. Heavy metal pollution in soils in Japan. Tokyo: Scientific Societies Press, 1981.

¹⁴⁹ CHEN, Z.S., LO, S.L., y WU, H.C. Summary analysis and assessment of rural soils contaminated with Cd in Taoyuan. Taipei: Scientific Technology Advisor Group, 1994.

¹⁵⁰ THE CRITICAL Concentration of Cd in Diet Rice for Health. Taipei: Department of Health (DOH – ROC), 1988:

adsorbido como catión intercambiable al complejo coloidal arcilloso y en la disolución del suelo.

Pero dadas las mínimas necesidades de cobre que las plantas requieren, en los casos que presenten déficit hay que pensar en la disponibilidad para las plantas y no en el contenido del elemento en el suelo. En este sentido, la cantidad de materia orgánica presente en el suelo, el pH y las concentraciones de otros elementos como fósforo, nitrógeno, hierro, aluminio, zinc y molibdeno, pueden considerarse los factores influyentes en la disponibilidad y capacidad de absorción para las plantas.

Por las plantas requieren y contienen cobre en muy pequeña cantidad. Su contenido medio oscila generalmente entre 2 y 30 ppm en masa seca. Entre estos límites puede variar notablemente dependiendo no sólo de las características que presenta el suelo: composición, contenido en caliza, pH, etc., sino también de la planta: especie, grado de madurez, parte considerada, etc.

El cobre es absorbido por la planta como Cu^{+2} o como complejo orgánico por vía radicular o foliar. Aunque el cobre se puede detectar en los distintos órganos del vegetal, es en las hojas verdes donde se halla en mayor concentración. No es muy móvil aunque puede desplazarse en cierta proporción de las hojas viejas a las jóvenes. Esta traslocación depende del estado en que se encuentra y del grado de deficiencia que la planta presente. En los casos agudos queda prácticamente inmóvil.

Las funciones del cobre en la planta están asociadas con un buen número de enzimas, ya sea como activador, o formando parte de ellos como grupo prostético. Al igual que el hierro, su capacidad de experimentar reducción reversible le permite intervenir en una gran variedad de procesos redox. Esta característica del cobre representa, posiblemente, su función más importante pero no es la única. Su participación en otros procesos es también relevante. Gran número de investigaciones han puesto de manifiesto que el cobre participa de manera importante en el metabolismo del nitrógeno y de los glúcidos. En plantas con deficiencia de cobre se ha observado un notable incremento de aminoácidos y paralización de la síntesis proteica.

Se debe indicar que el cobre es un micronutriente esencial en el balance de bioelementos que en la planta regulan un proceso tan trascendental como es la transpiración. El flujo se origina por la absorción de agua que, procedente del

suelo, asciende a través de las raíces y tallos hasta la hoja donde se evapora casi en su totalidad, difundándose en el aire por sus estomas. Esta diferencia entre los gradientes de presión existente en la raíz, y determinados por la evaporación, es la que provoca la corriente ascendente necesaria para el transporte de nutrientes a la hoja. Este proceso, de vital importancia para el vegetal, está regulado, entre otros factores, por un balance equilibrado de oligoelementos, entre ellos cobre, zinc y boro, de tal manera que la marchitez de una planta, es decir, el momento en que la cantidad de agua en todo su organismo es inferior a la normal para la realización de sus funciones fisiológicas, está muy ligada al contenido de los citados oligoelementos. En plantas deficientes en cobre el decrecimiento de la lignificación puede provocar un colapso de los vasos del xilema y, como consecuencia, el bloqueo del transporte del agua.

Las plantas con carencia de cobre contienen menos de 4 ppm. Los cereales, leguminosos, árboles frutales y cítricos¹⁵¹ son bastante sensibles a la deficiencia de cobre. Aunque los síntomas varían con los cultivos, las alteraciones en general se observan, en primer lugar, en los órganos más jóvenes. En ellos, el efecto más característico es la deformación y muerte de las hojas jóvenes, después de aparecer clorosis, manchas pardas y necrosis en los bordes y ápice. El manzano y peral, muy sensibles a esta deficiencia, aparte de las alteraciones citadas, adquieren en los casos más graves un aspecto arbustivo. La deficiencia de cobre puede corregirse mediante la adición de compuestos de cobre a los fertilizantes N-P-K.

Las principales alteraciones por exceso de cobre (valores de cobre en el suelo superiores a 300 ppm) se manifiestan en las raíces que tienden a perder vigor, adquirir color oscuro y a engrosarse sin desarrollo. Junto a estas alteraciones suelen presentarse frecuentemente síntomas claros de una deficiencia de hierro. Se considera que el cobre en exceso actúa en reacciones que afectan al estado de oxidación del hierro, limitando su absorción y traslocación en la planta. También se ha observado que altos niveles de cobre reducen notablemente la captación de fósforo. La toxicidad por cobre se incrementa en suelos ácidos. Una enmienda caliza adecuada para elevar el pH aproximadamente a 6 puede evitarla.

¹⁵¹ Vide nota 130.

El arroz es una planta poco sensible a la carencia de cobre, pero aparecen los síntomas por debajo de 6 ppm en la caña, siendo el nivel crítico en suelos para que se presente esta deficiencia de 0,2 ppm.

2.3.3.4 CROMO

No está claro si el cromo es o no esencial en los vegetales¹⁵², aunque los animales necesitan cromo para el metabolismo de la glucosa.

La química del cromo en los suelos es poco conocida. La forma estable en la solución del suelo es Cr^{+3} , mientras que el Cr^{+4} es mucho más fitotóxico, aunque se reduce rápidamente a Cr^{+3} al aportarlo a suelos en condiciones aeróbicas. Se ha comprobado que al añadir a suelos con pH comprendido entre 4,7 y 7,4 soluciones de Cr^{+4} en forma de cromato potásico el cromo pasa rápidamente a formas insolubles de Cr^{+3} . La velocidad de reducción es más lenta en suelos básicos que en los ácidos, pero aún en estos es relativamente rápida. Se piensa que la reducción depende de la presencia de compuestos orgánicos¹⁵³.

Al igual que ocurre con los suelos, los mecanismos que intervienen en la absorción y transporte del cromo en las plantas son poco conocidos. En casi todos los estudios realizados con este elemento se ha comprobado que el contenido en la planta es inferior a 2 ppm de materia seca, incluso en los casos en que se presentan síntomas de toxicidad.

En general, tanto en las plantas como en los animales es un metal pesado poco tóxico debido a su estabilidad y a la dificultad de absorción. Sin embargo el cromo hexavalente Cr^{+6} , empleado en la industria química y que puede absorberse por inhalación o por ingestión, tiene efecto cancerígeno y puede causar anomalías cromosómicas en las personas.

¹⁵² MORAL, R., GÓMEZ, I., NAVARRO, J. y MATAIX, J. "Absorption of Cr and effects on micronutrient content in tomato plant (*Lycopersicum Esculentum* M.)" *Agrochimica*, 1996, vol 40, nº2, p. 132-138.

¹⁵³ WILD, A. *Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas según Rusell*. Barcelona: Mundi-Prensa, 1992.

2.3.3.5 HIERRO

Ya en 1843, Gris¹⁵⁴ describe diversas alteraciones que se presentaban en los vegetales privados de un suministro adecuado de este nutriente. En 1865 Sachs establece la esencialidad del hierro y posteriormente se confirma que forma parte de numerosas estructuras y sistemas enzimáticos de importancia vital.

El hierro puede considerarse como uno de los elementos principales, tanto en la corteza terrestre como en los suelos (alrededor del 5% en masa) y es, por tanto, después del silicio y aluminio el elemento más abundante. Su contenido en los suelos templados varía entre el 1 y 5%. Valores inferiores al 1% suelen encontrarse normalmente en suelo ácidos de textura gruesa o en suelos turbosos. En casos aislados como latosoles y lateritas pueden hallarse valores cercanos al 10%.

La cantidad total de hierro en los suelos no es, sin embargo, indicadora de su disponibilidad para las plantas. Las deficiencias de este elemento, cuya razón aparente es su insuficiente concentración en el suelo, en realidad se debe a su tendencia a formar compuestos insolubles.

En los suelos el hierro se encuentra principalmente en forma de óxidos aunque también puede hallarse como hidróxidos, fosfatos y silicatos. Los óxidos libres son muchas veces responsables de la coloración del suelo. Aquellos con color amarillo-pardo propios de las zonas templadas y frías contienen óxidos de los tipos más hidratados, mientras que los de coloración roja típicos de regiones áridas contienen óxidos no hidratados. Todos los compuestos citados presentan en el suelo una reactividad distinta desde formas difícilmente solubles hasta los óxidos férricos capaces de alcanzar caracteres coloidales que cuando las condiciones son favorables pueden, en gran parte, pasar a la disolución del suelo como Fe^{+2} o Fe^{+3} . Por tanto, puede estar en el suelo como hierro soluble, de manera insoluble o en forma coloidal.

Así, el hierro desempeña un papel importante en la química del suelo participando en numerosas reacciones que afectan a sus propiedades físicas y químicas, y en consecuencia a la nutrición de la planta. Por una parte, debido a

¹⁵⁴ Vide nota 130.

su interacción con otros elementos, suele influir considerablemente en la disponibilidad de otros micronutrientes y macronutrientes y en la suya propia la cual se ve afectada por diversas propiedades del suelo, como son: el pH, la textura del suelo y el contenido de materia orgánica.

Hay que decir con respecto al pH que a pesar de que la mayoría de los suelos tienen concentraciones suficientes de hierro, éste no siempre alcanza concentraciones adecuadas de solubilidad hasta valores de pH entre 3 y 4; sin embargo el pH de los suelos agrícolas suele estar entre 5 y 7.5. A pesar de esto, la mayoría de plantas tienen una nutrición adecuada debido a que en el entorno radicular aparece un potencial ácido suficiente para solubilizar una cierta proporción de los compuestos de hierro insolubles que normalmente se encuentran en el suelo.

En un estudio de suelos de los humedales valencianos, entre los que se encuentra la Albufera de Valencia, en relación al pH y a la solubilidad del hierro y su asimilación por la planta, Gisbert¹⁵⁵ apunta: "Hem de tindre present que la baixa solubilitat de les formes oxidades del ferro, en condicions de pH alcalí, poden induir carències d'aquest element igual que les formes reduïdes, sent més solubles que les oxidades, poden presentar-se en quantitats suficients per a ser tòxiques, sobretot en sòls hidromorfos amb poca aireació i pH àcids". A esto añade: "Podem concloure que tant el pH com el aireig són de summa importància per a determinar si pot presentar-se en els cultius una toxicitat, per excés o una carència per defecte del ferro i/o manganés".

Los suelos arcillosos suelen mostrar una marcada tendencia a retener el hierro mediante un simple proceso de absorción, por tanto, en ellos las plantas pueden disponer de un hierro fácilmente intercambiable en el medio ácido característico del entorno radicular.

Por otra parte un contenido apropiado de materia orgánica en el suelo actúa favorablemente en el aprovechamiento del hierro, no sólo por sus características reductoras y acidificantes sino también por la facilidad que presentan determinadas sustancias húmicas para formar quelatos con el hierro en condiciones adversas de pH.

¹⁵⁵ De GISBERT, J.M. "Els sòls de les zones humides: gènesi i classificació". *Braçal*, 2001, n° 24, p. 65-70.

En la planta el hierro puede absorberse en su sistema radicular como Fe^{2+} o como quelatos de hierro. La forma Fe^{3+} es de menor importancia debido a la pequeña solubilidad de los compuestos férricos en la mayor parte de los suelos.

Comparando con su presencia abundante en los suelos, el contenido en las plantas es escaso, aunque en la mayoría de las veces más elevado que el de otros micronutrientes. En los tejidos normales varía desde 25 a más de 250 ppm en masa seca, dependiendo de la parte de la planta que se considere y de la especie, pero es en las hojas, concretamente en los cloroplastos, en donde se encuentra la mayor parte del hierro.

Algunas especies de hortalizas como la espinaca, la lechuga y la col verde, contienen entre 100 y 800 ppm en materia seca. En las hojas de árboles frutales oscila entre 20 y 420 ppm, variando en los cítricos entre 70 y 130 ppm.

El hierro interviene en muchos procesos vitales de la planta, donde forma parte de diversos sistemas enzimáticos, bien como un componente metálico específico de los enzimas, bien como uno de los varios metales igualmente necesarios para la actividad de los enzimas correspondientes; asimismo parece que ejerce un papel importante en la síntesis de clorofila.

Todos los vegetales deficientes en hierro muestran una sintomatología común que comienza con un ligero amarilleamiento de las zonas foliares intervenales en contraste con el color verde oscuro de sus nerviaciones. Cuando la enfermedad progresa las hojas son cada vez más amarillas y en los casos muy graves se llega a la ausencia total de clorofila. La deficiencia, cuando aparece en plantas anuales, muestra una disminución en su crecimiento, un aspecto raquítico y su producción desciende notablemente. Los árboles se defolian y comienzan a secarse por la periferia, sus frutos son pequeños, maduran precozmente y, en algunos casos, tiene apariencia cérea.

Las causas que pueden motivar esta deficiencia pueden ser muy variadas. Descartada la falta del oligoelemento en su forma asimilable en el suelo las principales son: altos niveles de caliza, fosfatos y metales pesados en el suelo, exceso de ion bicarbonato en el suelo o en el agua de riego, condiciones climáticas y agentes microbianos adversos, y especificidad en la planta. Aunque la deficiencia puede tener lugar tanto en suelos ácidos como alcalinos, es quizás más común en los calizos, como consecuencia de una clorosis inducida por la cal,

además de que un elevado pH disminuye la disponibilidad del hierro, por formación de compuestos insolubles.

Un escaso contenido de oxígeno, debido muy a menudo a un exceso de agua o a una mala estructura del suelo, también se relaciona con la deficiencia de hierro. Se supone que se debe al mayor contenido en él de dióxido de carbono, que con el agua puede formar HCO_3^- . Puede facilitarse, asimismo, la deficiencia de hierro en virtud de un mecanismo de antagonismo iónico: antagonismo con el manganeso, con el cobre o con el zinc cuando está en el suelo en concentraciones superiores a las normales.

Las condiciones climáticas, luz, temperatura y humedad del suelo, deben considerarse como factores influyentes en la aparición de la deficiencia. Un elevado nivel de humedad junto a las bajas temperaturas del suelo puede favorecerla sobre todo en suelos calizos.

Los microorganismos del suelo son igualmente agentes que en determinadas situaciones provocan la deficiencia de hierro, bien inmovilizándolo en el suelo mediante reacciones de oxidación o bien por un consumo amplio del mismo.

Finalmente se ha de tener en cuenta la especificidad de la planta. Está reconocido que en condiciones análogas de suelos, clima y fertilización, unas especies son más sensibles que otras. La deficiencia de hierro en los cultivos puede corregirse orientando el problema a hacer más asimilable el que se encuentra en el suelo o añadir el elemento al suelo o a las plantas en formas asimilables. Actualmente, el método más eficaz para evitar la deficiencia es la utilización de quelatos de hierro, ya sea en aplicaciones al suelo o por pulverización foliar.

La rapidez de conversión del hierro soluble en compuestos insolubles no disponibles para la planta lleva consigo que los problemas de toxicidad no se presenten, salvo muy raras excepciones como puede ser el caso de los arrozales sumergidos donde el elevado nivel de hierro ferroso es a menudo importante. Suelos con contenidos incluso superiores al 5% de hierro total no provocan efectos tóxicos en los cultivos que en ellos se desarrollan.

En el caso del arroz se considera deficiente con valores inferiores a 63 ppm en hojas. Por otra parte, una excesiva absorción de hierro por las raíces desde el suelo si éste se encuentra en altas concentraciones puede producir problemas de toxicidad¹⁵⁶. La toxicidad por hierro está relacionada con el estrés causado por la deficiencia de varios nutrientes (potasio, fósforo, calcio y magnesio), situación que reduce el poder de oxidación de las raíces. Esto hace que en condiciones de inundación las bacterias anaeróbicas reduzcan el Fe^{3+} a Fe^{2+} y se produzca una excesiva absorción del mismo por las raíces. El exceso de hierro en la planta incrementa la formación de radicales de oxígeno, los cuales son fitotóxicos y responsables de la degradación de las proteínas hasta la producción de fenoles lo que causa el bronceado de las hojas.

En las condiciones de inundación del arroz el hierro está más disponible para la planta. Sin embargo, si el suelo es ácido puede llegar a ser tóxico para el cultivo.

2.3.3.6 MANGANESO

Desde el siglo XVIII hay estudios que sugieren la importancia del manganeso en las plantas pero no fue hasta 1922 cuando McHarge demuestra definitivamente su esencialidad.

"El manganeso de los suelos es originado principalmente por la descomposición de las rocas ferromagnéticas. En la litosfera su contenido medio es de 1000 ppm, pero en los suelos las cantidades totales varían entre 200 y 300 ppm. Sin embargo, y al igual que en el caso del hierro, estos contenidos totales no pueden considerarse como una indicación de su disponibilidad para las plantas, ya que existen muchos factores que afectan a su absorción" (Ramos y Fernández, 1985 ¹⁵⁷).

A efectos agronómicos, es decir, bajo el punto de vista de su utilización por la planta, el manganeso del suelo se clasifica en: manganeso soluble o activo (en la disolución del suelo, como Mn^{+2} , absorbido a la fracción coloidal como Mn^{+2}

¹⁵⁶ De la página Web del Potash & Phosphate Institute: <http://www.ppi-far.org>

¹⁵⁷ RAMOS, J. y FÉRNANDEZ, C. Los microelementos en la agricultura. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1985.

fácilmente intercambiable o como Mn^{+3} bajo la forma de óxidos fácilmente reducibles a pH 7) y manganeso insoluble (como Mn^{+3} en óxidos no reducibles a pH 7 o bajo la forma de MnO_2 como Mn^{+4} prácticamente inerte a efectos de su absorción por la planta pero que constituye la reserva edáfica del manganeso).

Como en el caso del hierro, en la carencia o en la toxicidad por exceso de manganeso en los cultivos son factores de gran importancia el pH y la aireación del suelo (Gisbert¹⁵⁸, 2001). Así, como regla general, puede decirse que el manganeso se encuentra bajo formas insolubles a pH y potenciales altos que favorecen los estados superiores de valencia. Por el contrario, los pH y las tensiones de oxígeno bajas facilitan las formas solubles, principalmente divalentes. Así, la disponibilidad para la planta del elemento será mayor en suelos ácidos y en suelos encharcados. En estos últimos, donde dominan los procesos reductores, puede incluso proporcionar niveles de toxicidad. Pero a medida que el pH del suelo se incrementa se favorece la aparición de la forma Mn^{+4} , de tal manera que si alcanza un valor de 8 el MnO_2 altamente estable es el compuesto que más probablemente se encuentra. Además, determinadas prácticas de cultivo pueden tener una notable influencia sobre la asimilabilidad del elemento por sus efectos sobre el pH del suelo. Un encalado excesivo puede ser motivo de aparición de la deficiencia. Por el contrario, las aplicaciones de fertilizantes acidificantes, como los nitrogenados, en particular el sulfato amónico, tenderán a incrementar la solubilidad.

Las elevadas concentraciones de materia orgánica también influyen considerablemente en la movilización del manganeso en el suelo, por el incremento de la actividad microbiana con abundante formación de dióxido de carbono desde los complejos húmicos estables.

Igual que en el hierro, la interacción Fe/Mn puede ser un factor de importancia en la aparición de deficiencias de manganeso en las plantas. En suelos orgánicos ricos en hierro, la adición de quelatos de manganeso para corregir la deficiencia es contraproducente, ya que los síntomas de deficiencia se acentúan al aumentar la relación Fe/Mn. La práctica normalmente aplicada en campo para corregir la deficiencia de manganeso es posiblemente la adición al suelo de sales solubles de ese elemento.

¹⁵⁸ Vide nota 157.

La deficiencia de manganeso en los suelos orgánicos se considera debida a escasez del manganeso total, más que a la formación de compuestos húmicos estables. Estos suelos presentan además unas condiciones altamente reductoras que favorecen la solubilización del manganeso, el cual puede perderse por lixiviación, circunstancia que suele darse en suelos de pH bajos y con buen drenaje.

El manganeso es absorbido por la planta bajo la forma de Mn^{+2} y como quelato tanto por su sistema radicular como por las hojas directamente. Por esta vía se aplica frecuentemente en pulverizaciones en dosis de 0'5 kg/ha con lo que se consigue eliminar síntomas de deficiencias en pocos días.

Las necesidades cuantitativas de las plantas en manganeso son relativamente pequeñas, pero varían más que en cualquier otro micronutriente. Los contenidos fluctúan según la especie vegetal, siendo los tejidos verdes los que contiene la mayor concentración. En las hojas normales pueden oscilar entre 30 y 500 ppm/peso seco. En los tallos y raíces hay menos.

Los primeros síntomas de la deficiencia de manganeso se observan en las hojas jóvenes. Aparecen bajo la forma de decoloraciones que van de verde pálido a amarillo o manchas cloróticas entre las nerviaciones. Las hojas, en cuanto a tamaño y forma, no difieren de las normales. El nivel crítico de la deficiencia está entre 15 y 25 ppm en materia seca. La avena es, entre los cereales, la más sensible a la deficiencia, lo cual se conoce como "manchas gris" o "moteado gris". Los frutales de hueso, principalmente melocotonero y cerezo, son especies afectadas muy a menudo por la deficiencia.

Las alteraciones por exceso de manganeso pueden presentarse en suelos ácidos donde la disponibilidad de este elemento está al máximo. En general, puede sospecharse una toxicidad de manganeso cuando en la materia seca de la planta se encuentran valores superiores a los 1000 ppm. Debido al antagonismo Fe/Mn el exceso del primero puede inducir simultáneamente una deficiencia del segundo.

Ya que en la mayoría de los casos las concentraciones anormales del manganeso están asociadas con valores extremos de pH, la corrección de estas alteraciones incluye con frecuencia el tratamiento con cal o acidificación del suelo.

Las necesidades de manganeso en el arroz son comparativamente altas con respecto al hierro, además las plantas de arroz pueden soportar una absorción excesiva en el manganeso. En el arroz se consideran tóxicos valores de manganeso en el tejido mayores de 2500 ppm y deficientes valores inferiores a 20 ppm. Las condiciones de inundación hacen que el manganeso esté menos disponible.

2.3.3.7 NÍQUEL

No está aceptado que el níquel sea un elemento esencial para los vegetales aunque sí para los animales. Si bien está comprobado que en algunas plantas su carencia provoca extraños efectos; por ejemplo, la soja, en ausencia de níquel acumula urea en el ápice de las hojas hasta niveles fitotóxicos lo que implica necrosis en el parénquima. Además, la falta de níquel provoca retrasos en la nodulación y reducción del crecimiento en las primeras etapas del desarrollo. Sin embargo, el níquel resulta fitotóxico a concentraciones superiores a 20 ppm.

Los animales pueden absorber el níquel por vía inhalatoria u oral pero es relativamente poco tóxico, aunque compuestos de este metal producen graves efectos como dermatitis, retraso del crecimiento, problemas respiratorios que pueden derivar en cáncer de pulmón, hiperglucemia y alteraciones degenerativas.

2.3.3.8 PLOMO

El plomo es uno de los metales conocidos desde antiguo por el hombre y su toxicidad ya se señaló en 1817 por Orfila. El plomo es una sustancia peligrosa para el medio ambiente contaminando el aire y el agua. En la cadena alimentaría tiende a la bioacumulación, especialmente en plantas y animales acuáticos.

La causa más general de la contaminación de los suelos por plomo es la combustión de productos petrolíferos que contengan tetrametilo o tetraetilo de plomo, tanto de los combustibles de los vehículos como de algunas industrias. En la combustión se producen partículas de

bromocloruro de plomo. Después de su emisión a la atmósfera las partículas más pequeñas se dispersan por el viento y las más gruesas se depositan en el suelo y sobre las plantas a distancias variables entre 30 y 50 m desde los puntos de emisión (carreteras, industrias, etc.). Las cantidades depositadas disminuyen exponencialmente con la distancia¹⁵⁹. Está demostrado que las plantas y cultivos próximos a carreteras, autopistas o en las proximidades de las ciudades presentan elevados contenidos de plomo (Peris et al.¹⁶⁰, 1988). Por ello, las aguas residuales de origen urbano llevan altas concentraciones de plomo como consecuencia de las aguas que recogen los imbornales de las calles.

El plomo se encuentra en suelos calizos por precipitación en forma de carbonato. La retención en el suelo puede deberse también, en parte, a la materia orgánica.

Está comprobado que el bromocloruro se transforma principalmente en sulfato de plomo cuya solubilidad es extremadamente baja y, aunque la absorción por la planta puede aumentar ligeramente como resultado de la deposición en el suelo, la mayor parte permanece en las raíces. Del plomo depositado sobre las hojas, aproximadamente la mitad se elimina por las lluvias, por los riegos por aspersion o lavado cuando las verduras y hortalizas se preparan en la cocina. Como ya se ha comentado, la contaminación de los cultivos por plomo es más importante en las proximidades de las grandes ciudades o en los núcleos rurales próximos a vías de circulación con elevada densidad de tráfico. Aunque los cultivos comerciales pueden estar afectados en cierta medida, preocupa mucho más la contaminación de las hortalizas cultivadas en huertos suburbanos de autoconsumo.

¹⁵⁹ Vide nota 153.

¹⁶⁰ PERIS, E., MILLÁN, M.C., PASCUAL, J., LLOPIS, J.V. y MARTÍN, M. "Análisis de la absorción de plomo en las hojas de plantas urbanas en la ciudad de Valencia". En COMUNICACIONES al Congreso de Química Analítica. Palma de Mallorca, 1988.

2.3.3.9 ZINC

El zinc, como se ha comentado, es un elemento esencial en la actividad enzimática de los seres vivos, pero a altas concentraciones puede inducir una carencia de fósforo y hierro en los tejidos. En aguas residuales se puede encontrar de manera puntual en concentraciones superiores a 10000 ppm.

En 1926 en California, Sommer y Lipman¹⁶¹ demostraron la esencialidad del elemento para la vida vegetal. A posteriori, se realizan varios trabajos sobre empleo de sales de zinc en diversos cultivos sobre la deficiencia de este elemento.

En suelos agrícolas el contenido total puede oscilar normalmente entre 10 y 300 ppm, considerando valores medios en torno a los 80 ppm, aunque el zinc asimilable por las plantas está por debajo de las 10 ppm. No obstante, un aspecto importante es que el zinc útil se encuentra en los horizontes más superficiales en la mayoría de los suelos. Esto se cree que se debe, en parte, a que los residuos de las plantas permanecen en la superficie del suelo y a que el zinc no presenta una emigración descendente en el perfil, a diferencia de otros elementos.

Bajo el punto de vista de su utilización por la planta, el zinc se encuentra en el suelo bajo tres formas fundamentalmente: como zinc soluble en la disolución del suelo, como zinc intercambiable, absorbido a los coloides y como zinc fijado.

Los factores que deben considerarse en la dinámica de zinc en el suelo son entre otros: pH, textura y composición química del suelo¹⁶². De forma similar a lo que ocurre por ejemplo con el cobre o el hierro, cuando el medio es excesivamente ácido (pH inferior a 5) el zinc se encuentra más disponible, pero también puede experimentar pérdidas por lixiviación al incrementarse su solubilidad. Cuando el pH aumenta tiende a insolubilizarse como hidróxido, correspondiendo la disponibilidad mínima a valores de pH entre 6 y 7. Si el pH aumenta excesivamente su disponibilidad puede incrementarse o disminuir. Si la

¹⁶¹ Vide nota 157.

¹⁶² Véase MA, Y.B. y UREN, N.C. "The fate and transformations of zinc added to soils". *Australian Journal Soil Resources*, 1997, vol. 35, p. 727-738.

alcalinidad del suelo se debe al ion sodio (suelo alcalino sódico), aumentará por formación de zincato sódico soluble. Por tanto, en estos casos y en aquellos en los que el suelo se acidifica para aumentar la disponibilidad de otros elementos, podría producirse toxicidad de zinc. Por el contrario cuando el suelo es alcalino calizo, como el zincato cálcico que se forma es insoluble, también se inmoviliza y como consecuencia quedará menos disponible.

La deficiencia de zinc se ha demostrado que tiende a ser más pronunciada en suelos ligeros (arenosos) que en suelos pesados (arcillosos) y calizos. En lugares donde se ha apreciado la existencia de deficiencias de una forma importante, el análisis granulométrico del suelo suele presentar un 70-80% de arena, 10% de limo y poca arcilla. Estos suelos son fundamentalmente pobres en materia orgánica, nitrógeno y cal, medianamente provistos de fósforo y potasio y con un pH ente 7 y 7,5. Debido a esta composición, los riegos y las lluvias penetran fácilmente en ellos realizando un intenso lavado.

La deficiencia de zinc se asocia muchas veces con la de cobre. Se supone que la deficiencia de este elemento restringe la absorción de zinc por las raíces, de forma que en los casos de deficiencia aguda de cobre pueden aparecer síntomas de la de zinc, incluso habiendo suficiente cantidad de zinc asimilable en el suelo. En estos casos la corrección de la deficiencia de cobre corrige también la de zinc.

El exceso en el suelo de fósforo total o soluble se correlaciona frecuentemente de forma positiva con la deficiencia de zinc. El hecho se atribuye por una parte a la formación de fosfatos de zinc insolubles en el suelo y por otra a su inmovilización en la planta por el exceso de fósforo absorbido.

También elevadas concentraciones de nitrógeno en el suelo se señalan como factores influyentes en la movilidad del zinc en el suelo, aunque por otra parte hay que tener en cuenta también que grandes aportaciones de nitrógeno pueden provocar la deficiencia de zinc a causa del diferente ritmo de absorción de los dos elementos por la planta.

Finalmente, comentar que hay interacciones del zinc con la materia orgánica del suelo, con la formación de complejos orgánicos, tanto solubles como insolubles, si bien la materia orgánica no tiene una gran significación en la inmovilización del zinc.

En las plantas el zinc realiza funciones variadas que en su mayoría son consecuencia de su participación en los sistemas enzimáticos que intervienen en procesos vitales para la planta. Se absorbe como Zn^{+2} o como quelato por vía radicular o foliar. Como su movilidad no es grande se halla preferentemente acumulado en los tejidos de la raíz cuando encuentra un suministro adecuado en el suelo. Los frutos presentan siempre las mínimas cantidades. Merece señalarse el hecho de que las plantas jóvenes presentan siempre contenidos más altos que las adultas.

La deficiencia de zinc, conocida como "foliocielosis", ha sido observada en muchos cultivos: maíz (muy sensible), algodón, girasol, guisante, espinaca, tomate, etc., y muy especialmente en árboles frutales. Los agrios, en este aspecto, son altamente sensibles. Los síntomas comienzan siempre en las hojas jóvenes con amarilleamiento progresivo y disminución de tamaño. Los nervios permanecen verdes. En las hojas adultas sólo en ocasiones se aprecian estas alteraciones. En el arroz en las hojas más bajas aparecen manchas de color rojizo, pero cuando la carencia es más grave toda la hoja adquiere un color marrón y un aspecto seco y la planta pueda acabar muriendo. En este cultivo la deficiencia se detecta para valores inferiores a 0,5 y 0,8 ppm¹⁶³.

Alteraciones por exceso de zinc no es fácil que se presenten en cultivos desarrollados en suelos alcalinos, puesto que a pH elevado el elemento tiende a inmovilizarse al formarse compuestos insolubles. Si es frecuente, sin embargo, que aparezcan cuando se trata de suelos ácidos, y también en plantas que vegetan en suelos cercanos a minas de zinc, y en otros cuyos materiales de origen han sido rocas ricas en minerales del mismo. En estos casos, las hojas muestran pigmentaciones rojas en el pecíolo y nerviaciones junto a una amplia clorosis debido a un bajo contenido de hierro.

La respuesta de los cultivos a la fertilización con zinc es espectacular; en suelos carentes de zinc la fertilización con este elemento supone pasar de un rendimiento nulo a un buen rendimiento, cosa que se ha observado en el arroz. En este cultivo se consideran normales valores de zinc en la planta durante el crecimiento de entre 20 y 250 ppm. En concreto, en la fase vegetativa valores inferiores a 10 ppm en los tejidos de la planta implican carencia de zinc,

¹⁶³ DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

contenidos bajos de este elemento para valores de entre 10 y 20 ppm y de 20 a 50 se consideran normales¹⁶⁴. En suelos de pH básico y calcáreo como los del estudio la fertilización N-P-K sin zinc no da en general ningún resultado. El nivel mínimo de zinc en suelos para satisfacer las necesidades del arroz es de 0,5 ppm¹⁶⁵. Por otro lado, la inundación reduce la disponibilidad de zinc y, por tanto, evita su toxicidad.

2.4 ESTUDIOS SANITARIOS DEL RIEGO CON AGUA REUTILIZADA

Como comenta Dalsgaard¹⁶⁶ de la Real Universidad de Veterinaria y Agricultura de Dinamarca, el riego con aguas residuales sin tratar puede suponer riesgos para la salud de los trabajadores y para el consumidor (nemátodos intestinales y bacterias), sin embargo el tratamiento implica una disminución de los nutrientes contenidos en las aguas, lo que para algunos agricultores puede suponer que sea menos atractivo su uso, como ocurre en los arrozales de Vietnam. Si bien, hay que distinguir entre riesgos epidemiológicos y riesgos por toxicidad de los elementos químicos.

2.4.1 ESTUDIOS EPIDEMIOLÓGICOS

Como ya se ha comentado, aunque el presente estudio se centra sólo en el análisis químico de aguas y suelos, no se pueden obviar otros estudios que se centran más en la posible contaminación biológica del empleo de aguas residuales si se atiende a los aspectos sanitarios. De hecho, existe un gran número de estudios sobre los efectos sanitarios de la reutilización.

Desde hace décadas existen estudios sobre los riesgos sanitarios de la reutilización, así en 1977 aparece uno realizado en Johannesburgo (Sudáfrica)

¹⁶⁴ Fuente SPARTT *et al* (1968) en KATYAL, J.C. y RANDHAWA, N.S. Micronutrientes. Boletín FAO fertilizantes y nutrición vegetal nº 7. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), 1986.

¹⁶⁵ INTEGRATED pest management for Rice. Second Edition. Oakland: University of California, 1992.

¹⁶⁶ DALSGAARD, A. "Health aspects of the reuse of wastewater in agriculture and aquaculture in Vietnam". En RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

por Hart y Van Vuuren¹⁶⁷ sobre la reutilización de agua en pastos para ganado vacuno. En dicho estudio los resultados demuestran que cuando los animales pastan en campos regados con agua residual aumenta el peligro de infecciones bacterianas y parasitarias, y se enumeran algunas enfermedades y cómo controlarlas. Se concluye sobre los peligros veterinarios de la reutilización en pastos y cómo esto puede afectar de forma indirecta al hombre como consumidor de la carne.

De la misma manera, en otro estudio realizado en pastos para vacuno en campos regados con aguas residuales (Shuval, 1977¹⁶⁸), se indica que la tuberculosis puede aparecer y transmitirse en estas condiciones ya que las aguas que se utilizan para el riego contienen los bacilos causantes de esta enfermedad.

El estudio llevado a cabo por Sheikh¹⁶⁹ y colaboradores en Monterrey (California, USA), sobre el empleo de aguas residuales en el riego con aguas residuales de vegetales de consumo en crudo, concluía que no existe riesgo sanitario significativo.

Camann¹⁷⁰ y Guentzel en 1984 realizaron un estudio en Lubbock (Tejas, USA) sobre la población de la comunidad rural cercana a un proyecto de reutilización de agua residual en riego por aspersión de agua. El objetivo de la investigación era ver la posible relación entre la aparición de nuevas infecciones víricas y bacterianas en la población y la exposición directa o indirecta al agua residual. La conclusión a la que se llegó fue que no existe un mayor riesgo de adquirir estas enfermedades asociado con la exposición al agua residual y que no hay relaciones claras entre las enfermedades y el grado de exposición a los aerosoles que se puedan producir con la aspersión con aguas residuales.

¹⁶⁷ HART, O. y VAN VUUREN, L.R. Water reuse in South Africa. En SHUVAL, H.L. Water renovation and reuse. Nueva York: Academic Press, 1977.

¹⁶⁸ SHUVAL, H.L. Health considerations in water renovation and reuse En SHUVAL, HL. Water renovation and reuse. Nueva York: Academic Press, 1977.

¹⁶⁹ SHEIKH, B., COOPER, R.C y JAQUES, R.S. "Health and safety aspects of irrigation of raw-eaten food crops with reused water". En Water Reuse Symposium II: Water Reuse in the Futures. Washington, agosto 1981.

¹⁷⁰ CAMANN, D.E. y GUENTZEL, M.N. The distribution of bacterial infections in the Lubbock infection surveillance study of wastewater spray irrigation. En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

Sin embargo, según otro trabajo de Fattal¹⁷¹ et al. (1984) aparece un incremento significativo de un determinado tipo de anticuerpos en la población expuesta al riego por aspersión con aguas residuales.

De nuevo Shuval¹⁷² et al. en 1984 en un estudio en diversas comunidades agrícolas de Israel sobre los trabajadores que regaban por aspersión con agua residual. Como objetivo se pretendía evaluar el riesgo de infección por *Legionella pneumophila*. Se concluyó que el grado de infectados por ésta bacteria era significativamente más alto entre los trabajadores que tenían contacto con estos sistemas de riego, independientemente al agua utilizada, que en el grupo control.

Según Pettygrove¹⁷³ et al. (1986) el riego con agua residual recuperada no ha producido ningún brote epidémico confirmado en California (USA), considerando incluso que el agua residual se ha venido aplicando durante décadas. Asimismo, consideran que los brotes en otros lugares del mundo han estado siempre asociados con el riego con agua residual sin tratar y con efluentes no desinfectados.

Por último una investigación de Shuval¹⁷⁴ et al. a partir de anteriores estudios propios y de otros sobre los controles epidemiológicos acerca de los efectos sobre la salud humana asociados con el riego con agua residual depurada tiene como objetivo la búsqueda de relaciones entre la enfermedad y la exposición en diferentes situaciones, efectos en los consumidores del agua residual aplicada a cultivos comestibles o pastos de animales de los que luego se consume su carne, enfermedades en los agricultores que riegan con aguas residuales y enfermedades en poblaciones próximas a zonas agrícolas donde se emplean aguas residuales como riego. Se concluye que los efectos sanitarios asociados al riego con aguas residuales demuestran claramente que muchos tipos de organismos patógenos están presentes en concentraciones elevadas en el agua residual sin tratar o parcialmente tratada y pueden sobrevivir durante

¹⁷¹ FATTAL, B., MARGALITH, M., SHUVAL, H.L. y MORAG, A. Community exposure to wastewater and antibody prevalence to several enteroviruses En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

¹⁷² SHUVAL, H.L., BERCOVIER, H.B. y FATTAL, B. Risk of *Legionella* infection among irrigation workers exposed to aerosols from water and wastewater. En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

¹⁷³ PETTYGROVE, G.S., DAVENPORT, D.C. y ASANO, T. California's reclaimed municipal wastewater resources. PETTYGROVE, G.S. y ASANO, T. Irrigation with reclaimed municipal wastewater. Sacramento: California State Water Resources Control Board, 1986.

¹⁷⁴ SHUVAL, H. *et al.* "Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions". World Bank Technical Paper, 1986, n° 51. Washington: The World Bank, 1986.

largo tiempo en el suelo y en los cultivos que han estado en contacto con el agua residual. Algunos de estos patógenos se han detectado en el aire a distancias considerables a sotavento de los lugares en los que se riega por aspersión. Pero la presencia de organismos patógenos en los suelos, en cultivos comestibles o en el aire no es prueba suficiente de que los seres humanos resulten infectados como resultado del contacto o exposición a estos patógenos. De todas formas, hay razones para creer que un tratamiento adecuado del agua residual que elimine los patógenos puede dar un elevado nivel de protección sanitaria.

Asimismo, dichos investigadores llegan a conclusiones particulares acerca de la relación de algunas enfermedades con el empleo de las aguas residuales en riego. Como ejemplo, el cólera puede ser diseminado por cultivos de hortalizas mediante el agua sin tratar, la fiebre tifoidea puede ser transmitida por hortalizas con agua residual sin tratar tanto a los consumidores como a los regantes y existe una gran evidencia de que el ganado que pasta en campos regados con agua residual sin depurar puede infectarse de cisticercosis que pasaría posteriormente a los consumidores.

Por último, se puede concluir analizando todos estos estudios que:

- La transmisión de ciertas enfermedades se asocia al uso de agua en los casos de personas que consumen cultivos regados con agua sin tratar (ascariasis, trichuriasis) o carne de ganado que se alimenta de pastos regados con agua residual (teniasis, cisticercosis). Probablemente también se puede incluir aquí la posibilidad de transmisión de enfermedades entéricas bacterianas, como por ejemplo el cólera y la fiebre tifoidea bajo condiciones específicas, así como también enfermedades por protozoos.
- Trabajadores que riegan con agua residual pueden padecer: anquilostomiasis, ascariasis, cólera y, posiblemente con menos importancia, infecciones causadas por otras bacterias y virus entéricos.
- Personas que residan cerca de zonas en las que se riega con agua residual, particularmente si se usa la aspersión con agua residual sin tratar o mal tratada, pueden padecer alguna transmisión poco importante de enfermedades, particularmente a niños, causadas por virus entéricos, especialmente los que no son endémicos del área. También se puede mencionar la transmisión limitada de enfermedades

bacterianas por contacto con los trabajadores agrícolas que utilizan aguas residuales.¹⁷⁵

2.4.2 ESTUDIOS SOBRE EL RIESGO SANITARIO POR TOXICIDAD DE LOS ELEMENTOS QUÍMICOS

Hay que decir que la propia cloración de las aguas residuales, uno de los tratamientos que se utilizan para su desinfección, puede suponer un riesgo añadido. Con la cloración se forman algunos productos que se cree son cancerígenos como los trihalometanos y otros compuestos organoclorados tóxicos. Entre las alternativas a la cloración destacan: la desinfección por rayos ultravioleta, el tratamiento con ozono, el dióxido de cloro y la desinfección por la luz solar (Blatchley III y Xie, 1994¹⁷⁶).

En un estudio publicado en el año 2000 realizado por la Universidad de Tsukuba (Japón)¹⁷⁷, se analizaron dos métodos de evaluación de esa contaminación en este caso en los lodos de aplicación agrícola mediante los que se fijan los niveles admisibles en China. Los lodos de depuradora se usan para fertilizar y acondicionar el suelo pero un uso inadecuado puede llevar a contaminación por metales pesados. El resultado del estudio es que se deben revisar ambos métodos con objeto de evitar riesgos para la salud humana, pues en el estudio se demuestra que no son válidos, pues aunque no se superen los niveles de contaminantes se puede llegar a contaminar un suelo tras un periodo continuado de aplicaciones a lo largo de los años. Se ha de considerar que este problema es muy importante en Tianjin (China) donde los lodos se aplican tras una desecación sin ningún proceso de estabilización. Asimismo, tiende a acrecentarse a medida que avanza la industrialización en la zona.

Centrándonos en la contaminación por metales pesados, como ya se ha dicho, ésta tiene el gran inconveniente de la bioacumulación en los organismos vivos. Estos elementos se encuentran de forma natural en la corteza terrestre, pero la contaminación antrópica es determinante, por los vertidos industriales,

¹⁷⁵ Página web de la Generalitat de Catalunya, Departamento de Sanitat i Seguretat Social: <http://www.gencat.es/sanitat/portal/es/spsard03.htm>

¹⁷⁶ BLATCHLEY, E.R. y XIE, Y. "Disinfection and antimicrobial processes". *Water Eng. Resources*, 1994, nº 67, p. 475-481.

¹⁷⁷ CAO, H. y IKEDA, S. "Exposure Assessment of Heavy Metals Resulting from Farmland Application of Wastewater Sludge in Tianjin, China: The Examination of Two Existing National Standards for Soil and Farmland-Used Sludge". *Risk Analysis*, 2000, vol. 20, nº 5, p. 613-625.

por los subproductos de depuradoras, las emisiones de los automóviles, etc. A este respecto en un estudio realizado por Baird¹⁷⁸ en 2001 comenta: "Muchos organismos acuáticos bioconcentran metales pesados como por ejemplo las ostras y los mejillones que pueden contener niveles de mercurio y cadmio 100000 superiores a los que se encuentran en el agua donde viven".

"Los metales pesados que más peligro ambiental y sobre los seres vivos presentan son: el plomo, el mercurio, el cadmio, el estaño, el cromo, el zinc y el cobre debido a su excesivo uso (tanto en la industria como en la composición de ciertos plaguicidas y en medicina), a su toxicidad y a su amplia distribución en el medio ambiente" (Requena¹⁷⁹, 2001). Según otros autores, a estos elementos habría que añadir también otros que en muy pequeñas cantidades suponen un riesgo para animales y plantas; estos son el boro, el níquel, el molibdeno, el manganeso y el hierro. Además a diferencia de los compuestos orgánicos, los metales no se degradan ni por vía biológica ni química, unido a la amplificación biológica de su concentración en la cadena trófica, que según Berferu¹⁸⁰ et al, puede llegar a destruir el ecosistema.

En 1982, un estudio de Vasilikiotis y colaboradores demuestra que el contenido de metales pesados es considerablemente más alto en la población de zonas agrícolas cercanas a zonas industriales; este hecho es ratificado en posteriores estudios de otros autores. Un estudio más reciente es el realizado por Albering¹⁸¹ et al. entre 1993 y 1994, en el que se analizaban los riesgos para la salud humana a causa de la contaminación de suelos por metales pesados.

También hay estudios específicos sobre los efectos nocivos de algunos metales concretos. En el caso del cadmio existen diversos desde el que trata sobre sus efectos sobre la osteomalacia (Nicaud¹⁸² et al, 1942), hasta el que

¹⁷⁸ De BAIRD, C. "Metales Tóxicos Pesados". En QUÍMICA Ambiental. Madrid: Editorial Reverte SA, 2001.

¹⁷⁹ En REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

¹⁸⁰ BEFERULL, J.B. y DE LA GUARDIA, M. "Contenido de metales traza en aguas de la Albufera de Valencia y evolución de su salinidad y dureza". *Revista Agroquímica de Tecnología Alimentaria*, 1984, nº 2413, p. 391-399.

¹⁸¹ ALBERICH, H.J., VAN LEUSEN, S.M., MOONEN, J.C., HOOGEWERFF, A.J. y KLEINJANS, C.S. "Human health risk assessment: a case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994". *Environmental Health Perspectives*, 1999, vol. 107, nº 1, p.37-43.

¹⁸² NICAULD, O., LAFITTE, A. y GROS, A. "Problems relted to chronic cadmiun intoxication". *Arch. Mal. Prof. Medical Trav. Secur. Soc.*, 1942, nº 4, p. 192-199.

habla de este elemento como el origen de la enfermedad de Itai-Itai (Kjellström¹⁸³, 1986).

También hay trabajos relativos al zinc, sin embargo, se considera uno de los elementos menos peligrosos y es más frecuente que su carencia provoque enfermedades que su exceso. Aún así algunos autores como Mueller¹⁸⁴ en 1986, realizaron estudios que demostraban la toxicidad por las vías respiratoria y oral de este elemento.

Así, se pueden seguir citando innumerables datos de la toxicidad de muchos de los elementos traza. En el siguiente cuadro, a partir de estudios de varios autores, se resumen los efectos de los elementos traza en la salud:

	ORIGEN	EFFECTOS
Ag	Medio geológico, procesado fotográfico, electrodeposición, desinfección del agua.	Coloración azul-grisácea en piel, membranas, ojos.
As	Medio geológico, pesticidas, minería, residuos químicos, coagula proteínas, forma complejos con coenzimas.	Posiblemente esencial, posiblemente cancerígeno a altas concentraciones, inhibe la producción de ATP.
B	Carbón, detergentes, algunas plantas (cítricos), residuos industriales.	Esencial para algunas plantas, tóxico para náuseas y calambres intestinales en dosis menores.
Ba	Acumulativo.	
Be	Carbón, industria espacial y nuclear.	Toxicidad aguda y crónica, posiblemente cancerígeno, beriliosis (fibrosis pulmonar y pneumonitis).
Cd	Medio geológico, minería electrodeposición, tuberías.	Reemplaza bioquímicamente al Zn, causa elevada presión en la sangre y problemas renales, destruye el tejido testicular y los glóbulos rojos, tóxico para la biota acuática afecta a enzimas importantes, acumulativo en hígado, riñón y páncreas.

Tabla 26a: Origen de algunos metales traza en aguas y principales efectos sobre la salud (Manahan, 1991; López Vera, 1991; Vandecasteele y Block, 1993)¹⁸⁵

¹⁸³ KJELLSTRÖM, T. "Critical organs, critical concentration and whole body doseresponse relationships". En FRIBERG, L., ELINDER, C.G., KJELLSTRÖM, T. y NORDBERG, G.F. Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal. Vol. II: Effects and response. Boca Ratón (USA): CRC Press, 1986.

¹⁸⁴ MUELLER, E.J. y SEGER, D.L. "METAL FUME FEVER". *Journal Emerg. Medical*, 1986, vol 2, p. 271-280.

¹⁸⁵ ÁLVAREZ, M. y CABRERA F. La calidad de las aguas continentales españolas, estado actual e investigación. Madrid: Geformas Ediciones, 1994.

	ORIGEN	EFFECTOS
Co	Medio geológico, minería, metalurgia.	Elemento esencial, forma parte de la vitamina B-12, tóxico para plantas a pH ácido.
Cr	Electrodeposición, curtido.	Elemento traza esencial, factor de tolerancia a la glucosa, posiblemente activa la insulina, posiblemente cancerígeno como Cr.
Cu	Medio geológico, minería, electrodeposición, residuos industriales.	Elemento traza esencial, actividad enzimática, baja toxicidad para animales, tóxico para plantas y algas a niveles moderados, no acumulativo.
Hg	Medio geológico, minería, pesticidas.	Toxicidad aguda y crónica, especialmente complejos organometálicos, síntomas psicopatológicos.
Fe	Medio geológico, corrosión de metales, residuos industriales.	Nutriente esencial, componente de la hemoglobina, deficiencia provoca anemia, no muy tóxico, perjudica materiales.
Mn	Medio geológico, minería.	Elemento esencial, baja toxicidad para animales, tóxico para plantas a altas conc., mancha materiales.
Ni	Residuos industriales.	Posiblemente esencial, interfiere con la absorción.
Pb	Medio geológico, minería, fundiciones, gasolina, tuberías.	Tóxico (anemia, riñones, sistema nervioso) inhibición de la síntesis de la hemoglobina acumulativo.
Se	Medio geológico.	Esencial a baja concentración, tóxico a altas concentraciones, posiblemente cancerígeno.
Zn	Medio geológico, residuos industriales.	Esencial en algunas metalo-enzimas, ayuda a cicatrizar heridas.

Tabla 26b: Origen de algunos metales traza en aguas y principales efectos sobre la salud (Manahan, 1991; López Vera, 1991; Vandecasteele y Block, 1993)¹⁸⁶

Por otro lado, hay que decir que la entrada de metales pesados en el organismo humano a partir de productos de origen vegetal queda restringida pues estos pueden quedar retenidos en mayor o menor medida en los suelos; tal como se confirma en el estudio realizado en Italia por Barbafieri¹⁸⁷ et al. en 1996. A pesar de haber un exceso de metales pesados en el suelo y en el agua, en determinadas condiciones pueden no estar disponibles para la planta, incluso presentar estados carenciales. Sin embargo, los agricultores en ocasiones utilizan productos químicos que los hacen disponibles como el EDPA, el DTDA o el EDHA, lo que puede ser peligroso si hay un exceso en el suelo¹⁸⁸.

¹⁸⁶ ÁLVAREZ, M. y CABRERA F. La calidad de las aguas continentales españolas, estado actual e investigación. Madrid: Geofomas Ediciones, 1994.

¹⁸⁷ BARBAFIERI, M., LUBRANO, L. y PETRUZZELLI, G. "Characterization of pollution in sites contaminated by heavy metals; a proposal. *Società Chimica Italiana. Annali di Chimica*, 1996, n° 86, p.585-594.

¹⁸⁸ Del libro TINARELLI, A. El arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

Para concluir, hay abundantes estudios sobre los efectos sanitarios de la reutilización si bien, como indican Shuval¹⁸⁹ et al. (1986), son pocos los verdaderamente aprovechables debido a que los planteamientos y la obtención de datos resultan ser bastante dificultosos.

2.5 EXPERIENCIAS Y OTROS ESTUDIOS SOBRE REUTILIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL PARA RIEGO

Ya en 1981 Sheikh y colaboradores¹⁹⁰ realizaron en Monterrey (California, USA) unos experimentos en el riego con aguas reutilizadas de diversa procedencia en el cultivo de vegetales de consumo en crudo. El estudio llamado MWRSA (Monterrey Wastewater Reclamation Study for Agriculture) planteaba el riego en campos experimentales con tres tipos de aguas: a) efluente secundario filtrado, b) efluente secundario coagulado, floculado, sedimentado y filtrado y c) agua de pozo. Las conclusiones a las que se llegaron fueron que no hubo diferencias significativas en el crecimiento o en la calidad, ni riesgo sanitario con el riego de los vegetales de consumo en crudo cultivados con ninguna de las aguas.

Antes de esto, en 1976, Sidle¹⁹¹ y colaboradores aplicaron aguas residuales como riego durante dos años a distintos tipos de suelos, y concluyeron que los metales pesados que contenían las aguas se acumularon en su gran mayoría en la superficie del suelo, pasando muy pocos de ellos a estratos inferiores. A partir de ahí otros autores, como Dudas y Pawluk¹⁹² en 1977 en cultivos de cereales en Canadá o Lindsay en 1983¹⁹³, realizaron diversos estudios que indicaban que al menos inicialmente los metales pesados no penetraban en profundidad en el

¹⁸⁹ SHUVAL, H. *et al.* "Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions". World Bank Technical Paper, n° 51. Washington: The World Bank, 1986.

¹⁹⁰ SHEIKH, B., COOPER, R.C. y JAQUES, R.S. "Health and safety aspects of irrigation of raw-eaten food crops with reused water". En Water Reuse Symposium II: Water Reuse in the Futures. Washington, agosto 1981.

¹⁹¹ Véase SIDLE, R.C., HOOK, J.E. y KARDOS, L.T. "Heavy metals application and plant uptake in a land disposal system for waste water". *Journal of Environmental Quality*, 1976, vol. 5, p. 97-102.

¹⁹² DUDAS, M.J. and PAWLUK, S. "Heavy metals in cultivated soils and in cereal crops in Alberta". *Journal Soil Science*, 1977, n° 57, p. 329-339.

¹⁹³ LINDSAY, W.L. "Equilibrio de la fase inorgánica de nutrientes en suelos". En MORTVEDT, JL y GIORDANO, P.M. Micronutrientes en agricultura. México: AGT Editor SA, 1983, p. 46-63.

suelo y esto se debería a diversos procesos de retención en éste. Entre ellos reacciones con la materia orgánica (Stevenson y Ardakani¹⁹⁴, 1983), formación de precipitados en la fase sólida del suelo, formación de óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso o formación de quelatos (Stigliani^{195,196}, 1993).

Feigin y otros¹⁹⁷, consideran la conveniencia de usar efluentes secundarios para el riego por goteo de plantaciones de algodón sobre un suelo de arcilla calcárea. Los estudios se realizaron durante tres estaciones, comparando el desempeño de los efluentes secundarios y el agua dulce con fertilizantes. Los resultados indicaron que la presencia de carbono y nitrógeno de los efluentes no afectaron la distribución de la concentración de nitratos en el suelo en comparación con el agua dulce. Además el nivel de nutrientes fue similar al de los experimentos con agua dulce mejorada con fertilizantes.

Un estudio controvertido es el publicado por George¹⁹⁸ y otros a finales de la década de los ochenta. En él se comenta que en una hacienda de unas 1500 hectáreas se usaron aguas residuales tratadas para riego durante más de 40 años. El manejo inapropiado del efluente dio como resultado la acumulación de aguas subterráneas bajo la hacienda y la degradación de la calidad de las mismas. Los balances de nutrientes y masa mineral indicaron que las sales y el nitrógeno fueron drenadas por debajo de 180 cm del suelo.

Iturbe¹⁹⁹, de la Universidad Nacional Autónoma de México, estudia el efecto de la salinización de los suelos agrícolas al regarse con aguas residuales que durante el proceso aportan importantes concentraciones de sales que

¹⁹⁴ STEVENSON, F. y ARDAKANI, J. "Reacciones de la materia orgánica que involucran a los nutrientes en suelos". En MORTVEDT, J.L. y GIORDANO, P.M. En micronutrientes en agricultura. México: AGT Editor SA, 1983, p. 87-126.

¹⁹⁵ Véase STIGLIANI, W. y SALOMONS, W. "Our father's toxic sins". *New Scientist*, 1993, n° 140, p. 38-42.

¹⁹⁶ Véase también STIGLIANI, W. *et al.* "Heavy metal pollution in the Rhine Basin". *Environmental Science and Technology*, 1993, n° 27, p. 786-793.

¹⁹⁷ FEIGIN, A., VAISMAN, I. y BIELORAI, H. "Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents". *Journal of environmental quality*, 1984, n°13, vol. 2, p. 234-238.

¹⁹⁸ Véase GEORGE, D.B., LEFTWHICH, D.B., KLEIN, N.A. y CLABORN, B.J. "Redesign of a land treatment system to protect groundwater". *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 1987, n°59, vol. 9, p. 813-820.

¹⁹⁹ En las actas presentadas al Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, celebrado en Morelia (Méjico) en octubre de 1984.

paulatinamente deterioran los suelos. Plantea una metodología para el diseño de suelos que utilicen aguas residuales de tal manera que no afecten la capacidad productiva del suelo. Además desarrolla un modelo matemático con el que se pretende conocer el mecanismo de acumulación y transporte de las sales que permita predecir su comportamiento con el tiempo.

Flores²⁰⁰, también de la misma Universidad, realizó un estudio de las aguas negras y residuales en el Estado de Querétaro que permitió conocer la relación entre los contaminantes presentes en el agua y el rendimiento de los cultivos de maíz, frijol sorgo y alfalfa, así como los efectos por el uso continuo de esas aguas. Observó que las características químicas del suelo se modificaron por el uso de las aguas, incrementándose la salinidad, por lo cual se hace necesario darles algún tratamiento.

En Japón en 1990 Itoyama y otros²⁰¹, evalúan el reuso de efluentes secundarios domésticos y examinan los cambios en las propiedades químicas del suelo o plantas causadas por el riego y obtienen que la concentración de la mayoría de los cationes y aniones, con excepción de Ca^{2+} , SiO_2 y NO_3^- , decrecieron con la acumulación de otros cationes en las capas del suelo. Asimismo, indican que las sustancias retenidas en las capas del suelo las tomaron en parte las plantas, donde se observa la absorción del Mn^{2+} por algunas especies de plantas. Confirman la alteración de especies de maleza y los efectos favorables sobre el crecimiento de árboles mediante el riego. Las bacterias coliformes fueron marcadamente removidas durante el paso del efluente de riego, debido probablemente a la filtración y/o efectos de absorción del suelo. Concluyen que la evaluación de costos del presente procedimiento de reuso de efluentes secundarios comparado al tratamiento avanzado de aguas es satisfactoria.

²⁰⁰ De las actas presentadas al Congreso Nacional Saneamiento Ambiental: El Gran Reto. Querétaro (Méjico), agosto de 1988.

²⁰¹ ITOYAMA, T., YOKOSE, H., YOSHIDA, S. y KUWAHARA, M. "Evaluation of land application using secondary effluent in a forest slope: estimation of drained water quality and discussion of the effects upon soil or plants and behavior of bacteria". *Water research*, 1990, n° 24, vol. 3, p. 275-88.

En Nueva Zelanda²⁰² se han realizado ensayos con efluentes fecales municipales en el riego de pinus radiata en suelos volcánicos. En ellos se observa que la concentración de nitrógeno aumenta con el riego de las aguas depuradas, sin embargo la concentración de nitratos, los que pueden resultar ambientalmente peligrosos, prácticamente se mantiene igual pues se pierden por desnitrificación, absorbidos por las raíces o incorporados como otras formas de nitrógeno al suelo.

En el entorno más cercano, el grupo de investigación de C. Ramos²⁰³ en el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), ha realizado diversos experimentos en el tema de la reutilización de aguas residuales en agricultura. Los estudios se centran sobre todo en las características agronómicas del agua residual, en criterios de calidad como su contenido en sales y la presencia de elementos potencialmente fitotóxicos (sodio, cloruro y boro), la concentración de elementos traza o metales pesados, la presencia de microorganismos patógenos, nutrientes y compuestos orgánicos.

Este grupo realizó en 1989²⁰⁴ un experimento en el que se comparó la producción y calidad de la uva de mesa regada con agua normal o con agua residual en la zona agrícola del Vinalopó Mitjà (Alicante)²⁰⁵, en el se concluía que el riego con agua residual daba producciones ligeramente superiores al riego con agua normal sin que se produjese ningún efecto negativo sobre la calidad de la uva en el riego con agua residual ni se detectase la presencia de microorganismos patógenos presentes en el agua residual en la uva regada con este agua.

²⁰² MAGESAN, G., MCLAY, C. y LAL, V. "Nitrate leaching from a municipal sewage irrigated soil in New Zealand". En VARMA, C.V., RAO, A.R. y KAUSHISH, S.P. Actas del First Internacional Specialized Conference: Water Quality and its Management. en Nueva Delhi, India en marzo de 1998. Rotterdam: Brookfield, 1998.

²⁰³ Véase RAMOS, C. "El riego con aguas residuales". Jornada sobre aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana. Sanejament d'Aigües - Generalitat Valenciana, 1996, p. 49-63. y también RAMOS, C. "El uso de aguas residuales en riegos localizados y en cultivos hidropónicos". En Forum Internacional de Horticultura y Tecnología: "La Automatización de la Hidroponía y la Fertirrigación". Valencia, 1997.

²⁰⁴ RAMOS, C., GÓMEZ DE BARREDA, D., OLIVER, J., LORENZO, E. y CASTEL, J.R. "Aguas residuales para riego. Un ejemplo de aplicación en uva de mesa". En CABRERA, E. y SAUQUILLO, A. El Agua en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana, 1989, p. 167-184.

²⁰⁵ AMORÓS, I., ALONSO, J.L., y PERIS, I. "Study of microbial quality and toxicity of effluents from two treatment plants used for irrigation". Water Science Tech., 1989, n° 21, p. 243-246.

Por otro lado, Cerezo et al.²⁰⁶ (1995) estudiaron el efecto del riego con aguas residuales en naranjos jóvenes de la provincia de Castellón. Regando durante tres años con estas aguas, no se observaron problemas de fitotoxicidad por Cl, Na o B, mientras que las diferencias con respecto a árboles regados con agua normal no fueron significativas en cuanto a contenido foliar de nitrógeno, fósforo y potasio.

El grupo de investigación de García, del CEBAS-CSIC, ha realizado y sigue realizando diversos experimentos con aguas residuales y lodos de depuradoras en la zona de Murcia. En uno de ellos, realizado entre los años 1998 y 2000, se estudiaba el efecto de las aguas residuales depuradas en el sistema suelo-agua-planta. Para ello, se compararon, en el cultivo de avena sativa en tres suelos distintos pero pertenecientes al área mediterránea a profundidades distintas, aguas residuales de depuradora (con un tratamiento primario y secundario) con agua destilada y con ambas aguas combinadas con sustancias húmicas extraídas de compost saneado de lodos. En los resultados no se observa acumulación significativa de metales pesados en los tejidos de las plantas por el empleo de aguas residuales ni siquiera al añadir sustancias húmicas extraídas de lodos. Por otro lado, cloruros, nitratos y sulfatos son mayores en los ensayos con aguas residuales y se concentran en la capa superficial del suelo, lo que aumenta la conductividad eléctrica. Si bien las plantas regadas con aguas residuales tienen una productividad ligeramente superior, también muestran un aumento de concentración de sodio en sus tejidos. Con respecto a la adición de sustancias húmicas, se constata que aumenta la actividad bioquímica del suelo, sobre todo la ligada al ciclo del nitrógeno, y mejora la permeabilidad del suelo lo que reduce el riesgo de erosión. Con todo, se obtienen dos conclusiones fundamentales en el experimento: por un lado la viabilidad del empleo de aguas residuales en agricultura y por otro que la mezcla de esta agua con sustancias húmicas mejora la calidad biológica de los suelos.

En la actualidad el grupo de investigación de Segura y Granados del Centro de Investigación y Formación Agraria de Almería está realizando diversas investigaciones sobre la reutilización de aguas residuales en cultivos hortícolas.

²⁰⁶ CEREZO, M., LAPEÑA, L. y GARCÍA-AGUSTÍN, P. “Desarrollo vegetativo de cítricos (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck) regados con agua residual urbana depurada”. En Avances en la Investigación en la Zona no Saturada. Vitoria-Gasteiz: Ed. I. Antigüedad. Servicio Central Publicaciones del Gobierno Vasco, 1995.

En uno de ellos se ensayó el efecto del fertirriego con agua residual depurada y tratada con ozono en el cultivo de tomate²⁰⁷ comparando con el riego con aguas subterráneas. No hubo diferencias significativas en cuanto a producción de frutos en uno y otro caso, tampoco en cuanto a concentración de macro y micronutrientes en hojas ni los análisis microbiológicos mostraron ningún tipo de contaminación en la planta. Sin embargo la concentración de sales del agua de riego residual modificó las propiedades químicas del extracto del suelo. Como aspecto positivo indicar que con agua depurada se pudo reducir en un tercio el aporte de nitrógeno y potasio en forma de fertilizantes. A comentar que los niveles de boro en las aguas de riego excedieron los valores establecidos (EPA, 1992²⁰⁸) y supusieron un aumento de su concentración en las hojas pero sin llegar a niveles tóxicos. Como conclusión se sugiere la reutilización de agua residual depurada y desinfectada con ozono en cultivos hortícolas tolerantes al boro, recomendándose controles periódicos de los microorganismos del efluente. Conclusiones similares se obtuvieron en experimentos realizados en cultivos de melón²⁰⁹ y judía verde²¹⁰.

Un estudio de gran interés y muy similar al que nos ocupa es el que realizó el grupo de P. Mañas²¹¹, del departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria de la Universidad de Albacete. En él se evalúa la posibilidad de utilizar el agua residual depurada procedente de la EDAR de Albacete en cultivos hortícolas, en concreto en el cultivo de la lechuga. Las aguas residuales de la depuradora, de procedencia urbana e industrial, que reciben tratamiento terciario con separación de la película bacteriana se llevan años reutilizando en el riego

²⁰⁷ De los trabajos presentados por SEGURA, M.L., GRANADOS, M.R. y MORENO J. en el IV Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas celebrado en Cáceres en mayo de 2001 y en el XXVI International Horticultural Congreso celebrado en Toronto (Canada) en agosto de 2002.

²⁰⁸ Véase: GUIDELINES for Water Reuse. Washington DC: US Environmental Protection Agency (EPA), 1992.

²⁰⁹ SEGURA, M.L., MORENO, R., MARTÍNEZ, S., PÉREZ, J. y MORENO, J. "Effects of wastewater irrigation on melon growth under greenhouse conditions". *Acta Horticulturae*, 2000, nº 559, p. 345-352.

²¹⁰ Del trabajo por Segura *et al* "Utilización de agua residual depurada para riego de judía verde: estimación de la carga fertilizante y sus efectos sobre el cultivo y la fertilidad del suelo" presentado en el XXI Congreso Nacional de Riegos, celebrado en Mérida (España), en mayo de 2003.

²¹¹ MAÑAS, P., CASTRO, E., DE LAS HERAS, J. y SÁNCHEZ, J.C. "Aptitud agronómica del agua residual de depuradora procedente de la EDAR de Albacete". *Investigación Agraria: Producción y Protección de Vegetales*, 2002, vol. 17, nº 1, 6 p.

por inundación de maíz y cereal de invierno, pero se quiere ver la posibilidad de su uso para el riego por goteo de hortalizas. Para ello, se dispusieron dos parcelas de ensayo cultivadas con lechuga con riego con goteo una con aguas de la depuradora y otra con agua potable. Como resultado se observa un mayor crecimiento en altura (en torno al 50 %) en las plantas regadas con aguas residuales, aunque similar en calibre, asimismo hay un claro aumento del contenido de nitrógeno, potasio y silicio en el material vegetal, pero no hay una tendencia clara con respecto a los demás elementos, incluso en el caso del hierro o el cobre los resultados son mayores en riego con agua potable, quizás debido a que estos metales quedan retenidos en los fangos de la depuradora. Finalmente, se concluye que el agua procedente de la EDAR es apta sin restricciones para el empleo agrícola, que proporciona una contribución adicional de materia orgánica, nitrógeno y fósforo como también señalan en otro estudio similar Jiménez²¹² et al, en 1999. En cuanto a metales pesados, para este caso particular, las concentraciones están por debajo de los máximos permitidos en aguas de riego y no se supone que representen ningún riesgo para la salud humana.

También en las Islas Canarias, se han realizado múltiples experimentos sobre la reutilización de lo que allí es un bien muy escaso, entre ellos los realizados por el grupo de M. P. Palacios de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria con el Consorcio Insular de Aprovechamiento de Aguas Depuradas de Gran Canaria²¹³. En uno de ellos se quiso conocer la influencia de aguas de depuradora de distintas calidades en los cultivos de platanera y se llegó a la conclusión de que el empleo de los efluentes secundarios no supone una merma de la calidad ni producción del cultivo ni un efecto desfavorable en el suelo. Sin embargo, la calidad del agua relacionada con el contenido de sodio sí que llega a afectar significativamente a la producción.

Hay otros estudios específicos sobre contenido de **METALES PESADOS** o elementos traza en las aguas residuales para empleo agrícola y sus efectos. Partiendo del hecho de que el contenido de estos elementos suele ser más elevado que en aguas normales, concentraciones excesivas de algunos

²¹² JIMÉNEZ, B., CHÁVEZ, A. y HERNÁNDEZ, C. "Alternative treatment for wastewater destined for agricultural use". *Water Science and Tech.*, 1999, vol. 40, nº 4-5, p. 355-362.

²¹³ PALACIOS, M.P., DEL NERO, E. y PAVÓN, N. "Influencia del riego con agua depurada municipal de diferentes calidades sobre los suelos y el cultivo de platanera". En MUÑOZ-CARPENA, R., RITTER, A. y TASCÓN, C. Estudios en la Zona no Saturada del Suelo. La Laguna: ICIA, 1999.

elementos como cobre, hierro y zinc pueden suponer problemas de toxicidad para las plantas, mientras que otros elementos como el boro, cadmio, molibdeno y níquel²¹⁴ además pueden implicar problemas de intoxicación para el consumidor (personas y animales), en especial un consumo continuado podría provocar problemas de acumulación en los tejidos.

En diversos experimentos realizados, Loneragan²¹⁵ no detecta diferencias significativas en cuanto a metales pesados en los tejidos de plantas regadas con aguas residuales de los de otras regadas con aguas de mejor calidad, y en ningún caso las cantidades detectadas fueron tóxicas.

En otro estudio estadounidense de 1987 Bouwer y Idelovitch²¹⁶ establecen unas recomendaciones de contenidos máximos de metales pesados en las aguas de riego en suelos de textura fina con un pH entre 6-8,5 que varían según se considere un riego permanente para cualquier tipo de suelo, o bien para un periodo máximo de aplicación de riego de 20 años.

El-Naim y El-Awady, en 1989²¹⁷, estudian los efectos producidos por el uso de aguas residuales crudas como fuente de riego y nutrición en suelos arenosos. Se analiza la capacidad de estos suelos para remover los metales pesados contenidos y se recomienda el riego con aguas reutilizadas en suelos arenosos por su alto contenido de nutrientes, ya que no es peligroso ni para el suelo ni para las plantas cítricas empleadas para este ensayo.

También, Pescod²¹⁸ en un trabajo de 1992 explica que concentraciones de boro mayores de 1 ppm pueden ser perjudiciales para el riego de cítricos, ciruelo, melocotonero, vid, fresa y cebolla.

²¹⁴ PAGE, A.L., CHANG, A.C., SPOSITO, G. y MATTIGOD, S. "Trace elements in wastewater: Their effects on plant growth and composition and their behavior in soils". En ISKANDAR. IK. Modeling wastewater renovation. Land treatment. Nueva York: John Wiley & Sons, 1981.

²¹⁵ CARROL, M.D. y LORENAGAN, J.F. "Response of plant species to concentrations of zinc solution". *Australian Journal Resources*, 1968, vol. 19, p. 859-868.

²¹⁶ BOUWER, H. y IDELOVITCH, E. "Quality requirements for irrigation with sewage water". *Journal of Irrigation & Drainage Eng.*, 1987, nº 113, p. 516-535.

²¹⁷ Del estudio presentado en *Pan-american Regional Conference on the International Commission on Irrigation and Drainage*, 2 celebrada en Ottawa en junio de 1989 cuyo título "Studies on heavy metal from sewage water used in sandy soils".

²¹⁸ PESCOD, M.M. Wastewater treatment and use in agriculture. Irrigation & Drainage. Paper No. 47. Roma: FAO, 1992.

En el Valle del Mezquinal en México, desde hace más de cien años se lleva utilizando para riego agua residual, lo que ha provocado la acumulación de metales pesados en los suelos. En 1996, el grupo del departamento de suelos de la Universidad Autónoma de Chapingo²¹⁹ realizó un ensayo para diagnosticar el proceso de acumulación y variabilidad de las concentraciones de cadmio, níquel y plomo en aguas, suelos y los cultivos de maíz, alfalfa y trigo. Para los tres metales hay una tasa de acumulación en el suelo alta, siendo mayor aún en níquel y plomo que para el cadmio. La relación entre los niveles de cadmio y níquel en grano respecto a las hojas de trigo demuestra que estos metales se acumulan en el grano pudiendo pasar a la cadena alimenticia pero no ocurre así con el plomo que se acumula en el follaje del trigo.

En España, un estudio realizado por el grupo de R. Zufiaurre del Departamento de Química Analítica de la Universidad de Zaragoza en 1998 sobre empleo de aguas y lodos de depuradora con fines agrícolas²²⁰. Centrado en la problemática de los metales pesados a partir de la depuradora de aguas residuales de Zaragoza, concluye que en lodos (los cuales se pueden utilizar como fertilizantes dado sus altos contenidos N-P-K y en materia orgánica) y aguas de origen fundamentalmente doméstico las concentraciones de metales pesados se encuentran por debajo de los límites que podrían resultar peligrosos. Además apunta que el problema de la absorción de metales pesados por las plantas es menor con pH neutro o ligeramente alcalino, como ocurre en los suelos de nuestro entorno, porque se reduce su movilidad.

²¹⁹ VÁQUEZ, A., JUSTIN, L., SIEBE, C., ALCÁNTAR, G. y DE LA ISLA, M.L. “Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México”. *Agrociencia*, 2001, vol. 35, p. 267-274.

²²⁰ ZUFIAURRE, R., OLIVAR, A., CHAMORRO, P., NERÍN, C. y CALLIZO, A. “Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses”. *The Analyst*, 1998, vol. 123, n° 2, p. 255-259.

2.6 REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN EL CULTIVO DEL ARROZ

2.6.1 EXPERIENCIAS DE REUTILIZACIÓN EN EL CULTIVO DEL ARROZ

Son Japón y el Este Asiático los lugares donde más experimentos y estudios se han realizado sobre la reutilización de aguas residuales en el cultivo del arroz. Pero no son estos los únicos países donde se emplean aguas reutilizadas en los arrozales, así aparecen otros como Costa de Marfil²²¹ o Egipto donde reutilizan aguas residuales en el riego del arroz del delta del Nilo.

También en la India hay muchos ejemplos de reutilización de aguas residuales en el arroz. Así, cerca de 8000 hectáreas de tierras situadas al este de Calcuta, ocupadas por explotaciones agrícolas dedicadas a diferentes cultivos de los cuales el principal es el arroz, se riegan con aguas residuales a base de efluentes de las piscifactorías. El cultivo de arroz regado con los efluentes de las piscifactorías ricos en nutrientes está muy extendido. Este tipo de cultivo se practica en las "mouzas" de Bhangar y las comisarías de Sonarpur y ocupa un área de aproximadamente 4888 hectáreas.

En Vietnam o Camboya, a pesar de ser zonas con una pluviometría alta, el agua se ha de repartir entre las necesidades de la población de zonas densamente pobladas y de cultivo tradicional, en este caso el arroz, con grandes necesidades hídricas. Así, la presa de Ba Tran²²² recibe vertidos de zonas industriales próximas, aguas que luego se usarán en el riego de campos de arroz. Estas aguas presentan niveles altos de metales pesados, y unas DBO y DQO con valores de dos a tres veces mayores de los normales. En el arroz se observan pérdidas de vigor de las raíces en los estados finales del cultivo.

²²¹ Además en Costa de Marfil se han realizado experiencias en diversas variedades de arroz para estimar la calidad del grano como VILLAREAL, C.P., JULIANO, B. y SAUPHANOR, B. "Grain quality of rices grown in irrigated and upland cultures". *Plant Foods Human Nutrition*, 1990, vol. 40, p. 37-47.

²²² CHI, C.P. y THAO, N.H. "Impacts of Hoa Khanh Industrial Zone on Bau Tram Reservoir". En RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. *Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam*. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

También en el delta del Río Rojo²²³ hay experiencias en reutilización de aguas residuales agrícolas en arrozales. En estos campos se comprobó que la materia orgánica y los nutrientes disminuyen a los pocos días de la aplicación del riego. Con ello se confirma que las aguas depuradas son una buena fuente de nutrientes pero sin unas buenas prácticas pueden ser una fuente de contaminación y de transmisión de microorganismos patógenos.

En entorno más próximo al estudio se ha observado que si bien el empleo de aguas residuales reutilizadas en el arroz puede suponer un aporte de nutrientes que se traduce en un ahorro de fertilizantes, también se presentan problemas importantes como el encamado como consecuencia de un exceso de nitrógeno y una mayor sensibilidad del cultivo a algunas enfermedades como la pyricularia²²⁴.

En cuanto a los metales pesados y sus problemas de toxicidad en cultivos y consumidores, se ha de tener en cuenta el serio peligro para la salud pública que tuvo en Japón el cultivo del arroz en suelos contaminados con cadmio (Kitagishi y Yamane²²⁵, 1981). Por ello, y como ejemplo, en Japón se recomienda que el contenido en cadmio del agua de riego para el cultivo de arroz no debe exceder de 0,01 ppm (Morishita, 1985²²⁶). Problemas similares se han observado en campos de arroz en China en la población consumidora, confirmando que el consumo de arroz contaminado con cadmio provoca enfermedades agudas o crónicas en los seres humanos como disfunción renal o cáncer.

Pero el cadmio no es el único metal pesado que puede producir problemas de toxicidad en el arroz; en campos de arroz en suelos ácidos alemanes regados con aguas residuales reutilizadas, a lo largo de los años se detectaron problemas

²²³ HUONG, V.T.T. "Treatment of Domestic Wastewater and its Reuse in Farm Irrigation in Red River Delta". En RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

²²⁴ OSCA, J.M., CASTELL, V., MARZAL, A., GARGALLO, P. y GÓMEZ, D. "Influencia de la fertilización y dosis de siembra en el desarrollo de enfermedades en el arroz en Valencia (España)". En II Encuentro Internacional del Arroz. La Habana, 2001.

²²⁵ KITAGISHI, K. y YAMANE, I. Heavy metal pollution in soils in Japan. Tokyo: Scientific Societies Press, 1981.

²²⁶ MORISHITA, T., FUMOTO, N., YOSHIKAWA, T. y KAGAWA, K. "Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica, indica, javanica, and hybrid varieties produced in the same plot of a field". *Soil Science Plant Nutrition*, 1987, vol. 33 p. 629-637.

de ceguera en los consumidores como consecuencia de la acumulación de boro en el grano.

En Taiwán, las fuentes contaminantes en suelos rurales y urbanos son principalmente aguas residuales que contienen los metales pesados, basuras orgánicas y basuras corrosivas del metal, en especialmente los suelos del arrozal, cultivo muy extendido en este país como en otros de su entorno, y en el que en gran parte sus altas necesidades hídricas son abastecidas por estas fuentes. Allí 800 ha de suelos rurales, la mayoría dedicadas al cultivo del arroz, están altamente contaminadas con metales pesados como zinc, cobre, cadmio y plomo

Las distintas experiencias a lo largo de la superficie terrestre, en general, confirman no sólo que el riego con aguas residuales reutilizadas en el arroz suponen un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos, una salida a un subproducto como es el agua de las depuradoras o un ahorro de nutrientes, sino que también el arroz puede actuar como elemento depurador de unas aguas cargadas de nutrientes como se indicó en la Conferencia de la FAO celebrada en 1999 en Maastrich (Holanda)²²⁷. En ella se afirmaba que el arrozal reduce sobre el 50 % de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las aguas de salida del riego, aunque en muchas ocasiones el reutilización implica una salinización de las tierras de cultivos y una acumulación o contaminación de metales pesados o elementos traza²²⁸.

2.6.2 ESTUDIOS RELACIONADOS EN EL ARROZ

En Japón en la década de los ochenta, Yato²²⁹ plantea el estudio del uso de efluentes tratados en el riego de los arrozales. Explica que desde 1981 se ha establecido en la prefectura de Ibaraki una granja de prueba. Los resultados obtenidos durante 1983 y 1984 fueron analizados, en relación a las concentraciones permisibles e inocuas, el efecto del nitrógeno a ciertos niveles excesivos en su forma y en el sabor del arroz obtenido. Se consideró el análisis

²²⁷ Conference on the Multifunctional Character of Agriculture and Land. FAO. Maastrich, 1999.

²²⁸ Véase JULIANO, B. Rice in human nutrition. Roma: FAO – International Rice Research Institute, 1993. También se puede consultar en la página Web de la FAO: <http://www.fao.org/inpho/vlibrary/t0567e/T0567E00.htm>

²²⁹ Véase YATO, Y. Study on agricultural reuse of treated wastewater; effects of nitrogen on cultivation of rice. Tukuba Sciency City: Ministry of Construction; 1986.

de los componentes nitrogenados en el agua de riego que afectan el crecimiento del arroz y se afirma que el nitrógeno en exceso puede causar graves desórdenes.

Un estudio que si bien no habla directamente del empleo de las aguas reutilizadas en el riego del arroz pero sí que está relacionado con él es el que realizó el grupo del profesor Nathan de la Universidad de Arkansas en el año 2002²³⁰. En él se pretendía ver la respuesta de suelos alcalinos a distintos tipos de aplicaciones del fósforo, suelos similares a los de la zona de estudio considerando además que las aguas residuales van cargadas de fósforo. En el estudio se decía que las deficiencias en fósforo en el cultivo del arroz se daban principalmente en suelos alcalinos sedimentarios, como son los de la zona de la Albufera, y que los fertilizantes fosfóricos dependiendo del momento en el que se apliquen pueden estar en forma no asimilable en el suelo cuando lo requiere el cultivo, así la aplicación de fertilizantes al poco de la siembra se considera un momento poco oportuno. Pensando en las aguas residuales, se puede considerar que representan un aporte continuo de fósforo al suelo, pero quizás en algunos momentos de mayor demanda por parte del cultivo este aporte puede no ser suficiente, mientras que en otros momentos puede ser excesivo y favorecer el crecimiento de organismos patógenos.

Diversos ensayos demuestran que algunos factores medioambientales parecen afectar la composición del grano del arroz. Así Juliano²³¹ en 1985 habla de que el volumen de la proteína en el arroz tiende a aumentar en respuesta a la fertilización nitrogenada o a aguas de riego cargadas de nitrógeno. Un aumento en volumen de la proteína repercute negativamente en el volumen de almidón. También pueden aumentar el volumen de la proteína del grano del arroz otros factores como: el aumento de la salinidad como consecuencia de un agua de riego de mala calidad o la alcalinidad, la materia orgánica que aportan las aguas residuales, el cobre disponible, el molibdeno y el cloro (Huang²³², 1990).

²³⁰ NATHAN, A. *et al.* "Rice Response to Phosphorus Fertilizer Application Rate and Timing on Alkaline Soils in Arkansas". *Agronomy Journal*, 2002, nº 94, p. 1393-1399.

²³¹ En JULIANO, B.O. *Rice: chemistry and technology*. 2nd ed. St Paul (USA): American Assoc. Cereal Chem, 1985.

²³² HUANG, J-F. 1990. "The relation between soil nutrients and rice qualities". Actas del 14th International Congress of Soil Science, Kyoto (Japón), agosto 1990.

Experimentos realizados en el Punjab (Pakistán) demuestran que la salinización de los arrozales como consecuencia del riego con aguas de mala calidad aumentan el contenido proteico en el arroz en tres de cuatro variedades estudiadas que difieren en tolerancia de salinidad, pero no tenía efecto en el volumen de la proteína en la cuarta (Siscar-Lee²³³ et al., 1990). También Polyakov en un estudio en el Cáucaso afirma que las aguas reutilizadas en ocasiones pueden ser salinas y afectar al cultivo del arroz, especialmente en algunos estados vegetativos; a lo que añade que una mayor concentración de sales disminuye la producción.

Otro estudio realizado por el departamento de Ingeniería Agrícola y Biológica de la Universidad Estatal de Carolina del Norte²³⁴ que parte de que el empleo de humedales artificiales es adecuado para la eliminación de purines ganaderos, pretende demostrar que el arroz, y también la soja, son tan adecuados para este fin como las plantas de la vegetación natural típica de los humedales como los juncos. El estudio concluye la idoneidad de estos cultivos para eliminar el nitrógeno de los purines si se realiza un pretratamiento de nitrificación, a la vez que se obtiene un rendimiento económico.

El estudio de los **METALES PESADOS** en agua residual para riego del cultivo del arroz y sus posibles consecuencias se lleva planteando desde hace décadas. Ya en el año 1959, en Japón, Asami y Kumada²³⁵, se desarrollaban un nuevo método para la determinación del hierro libre en los suelos de los arrozales. Los métodos utilizados hasta entonces para la determinación del hierro libre basados en el empleo de hidrosulfito sódico resultaban ineficaces pues el hierro libre pasaba a formar precipitados de ferrosulfito durante su extracción. Estudiaron varios suelos en diversas condiciones y como solución propusieron un método en el que empleaban EDTA.

²³³ Véase SISCAR-LEE, J.J., JULIANO, B.O., QURESHI, R.H. y AKBAR, M. "Effect of saline soil on grain quality of rices differing in salinity tolerance". *Plant Foods Human Nutrition*, 1990, vol. 40, p. 31-36.

²³⁴ A partir de HUMENIK, F.J. *et al.* "Wastewater utilization: a place for manager wetlands. Review". *Asian-Aus. J. Anim. Sci.*, 1999, vol. 12, nº. 4, p. 629-632.

²³⁵ ASAMI, T. y KUMADA, K. "A new method for determining free iron in paddy soils". *Soil and Plant Food*, 1959, vol 5, nº 3, p. 141-146.

En Italia Barbafieri²³⁶ et al. en 1996, apuntan que el suelo, en mayor o menor medida, actúa como una barrera respecto a los metales pesados, acumulándolos y evitando su transferencia al cultivo, y de ahí al hombre como consumidor.

Es interesante el análisis de Simmons²³⁷, a partir de los comentarios de W. Van der Hoek relativas a los metales pesados y el cadmio en la cadena alimenticia del arroz, sobre las investigaciones realizadas principalmente en Japón y China en los últimos 40 años. Éstas han identificado que el consumo a largo plazo de arroz contaminado con cadmio provoca enfermedades agudas o crónicas en los seres humanos, tales como una disfunción renal que es irreversible y progresiva a pesar de que disminuya la exposición. Varios estudios sugieren que la disfunción renal inducida por cadmio interfiere con el metabolismo de la vitamina D, con las consiguientes reducciones en la absorción de calcio, provocando una osteopenia u osteoporosis, especialmente en las mujeres multíparas. El cadmio también es un conocido carcinógeno humano. Las comunidades que dependen de arroz contaminado con cadmio y que tienen fuentes alimentarias adicionales limitadas de zinc, hierro y calcio están en mayor riesgo de sufrir los efectos nocivos en su salud inducidos por el cadmio. También observa que una carga no controlada y a largo plazo de Cd, Zn, Pb, Hg, As, Cu, Cr⁺⁶, Ni y Mn en los agroecosistemas reducirá las cosechas y la calidad de los productos y así influirá negativamente en la seguridad alimentaria y en los ingresos de los agricultores. Adicionalmente, niveles elevados de metales pesados en los suelos reducen significativamente la biodiversidad del suelo y por consiguiente los procesos de reciclaje de nutrientes del suelo de origen biológico y las relaciones simbióticas entre plantas y suelos.

Un estudio especialmente interesante por las similitudes con el que nos ocupa, es el realizado por Kwun, Yoon y Cheng²³⁸, de la Universidad de Konkuk

²³⁶ BARBAFIERI, M., LUBRANO, L. y PETRUZZELLI, G. "Characterization of pollution in sites contaminated by heavy metals; a proposal". *Società Chimica Italiana. Annali di Chimica*, 1996, n° 86, p.585-594.

²³⁷ SIMMONS, R y PONGSAKUL, P. "Towards the development of an irrigation infrastructure based sampling strategy to rapidly evaluate the spatial distribution of Cd in rice-based agricultural system". En *Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science*. Bangkok (Thailandia): agosto de 2002.

²³⁸ KWUN, S-K., YOON, CH-K. y CHENG, I-M. "Feasibility study of treated sewage irrigation on paddy rice culture". *Journal Environmental Science Health*, 2001, vol, 36, n° 5, p. 807-818.

en Corea del Sur, durante mayo y septiembre de 1998, en el que se aconseja el reuso de aguas residuales para riego de este cultivo pero controlando los aportes de metales pesados. El estudio que se realizó en macetas de PVC de 90 cm de diámetro ocupó un ciclo completo del cultivo, se sometieron a cuatro tratamientos con uno de control en el que se riega con aguas limpias y fertilización convencional. En los cuatro tratamientos se regó con aguas residuales, uno de ellos con fertilización convencional, otros con la mitad de ésta, los otros dos sin fertilización pero en uno diluyendo el agua residual para disminuir el alto contenido en nitrógeno total. Se midieron la altura de la planta, la superficie de las hojas y el grado de ahijamiento, en intervalos de siete días empezando en agosto. En la cosecha una vez secadas las muestras se midieron el tamaño de la panícula, la longitud del tallo y el rendimiento del cultivo. Asimismo, se midieron los metales pesados en el grano sin descascarillar, no obteniéndose ningún resultado significativo a este respecto. En este estudio se llega a importantes conclusiones como base de partida para nuestro trabajo: por un lado las aguas residuales no afectaron de forma negativa al cultivo tanto en rendimiento como en crecimiento (no hay que olvidar, sin embargo, que en nuestra zona de estudio y en otras experiencias similares con riego de aguas residuales con un exceso de nitrógeno se produce el encamado de la planta del arroz), siendo el factor clave la fertilización más que la calidad del agua de riego, siempre y cuando, el nitrógeno total no superara los 25 ppm en el agua de riego. A esto añade que el regar con aguas residuales puede ser incluso beneficioso, ya que a igualdad de fertilizante respecto a aguas limpias se obtuvieron rendimientos en torno a un 10 % superiores, sin observar cambios cualitativos en el grano. Por último, se dice que los resultados sugieren que los estándares de calidad del agua de riego deberían ser revisados científicamente y modificados en caso necesario, puesto que niveles de calidad del agua de riego demasiado altos implican costes innecesarios de tratamiento de las aguas.

También en la zona de la Albufera de Valencia, el grupo de J. Gisbert del departamento de Producción Vegetal de la Universidad Politécnica de Valencia, está realizando estudios de los efectos sobre el suelo del riego con aguas residuales y de baja calidad, como la salinización y los problemática de los metales pesados. Los suelos estudiados se dedican a cultivos hortícolas y de

cítricos y sobre todo al cultivo del arroz. En uno de estos trabajos²³⁹ se llegó a la conclusión de que como consecuencia del empleo de aguas reutilizadas hay una contaminación importante por cobre, hierro y molibdeno, y hay evidencias de una posible contaminación por plomo, zinc, cromo y níquel. Asimismo hay una relación entre las concentraciones de los elementos y su biodisponibilidad, si bien las concentraciones medias biodisponibles para estos elementos no suponen fototoxicidad para el arroz, a excepción del hierro y del zinc.

En definitiva a partir de la bibliografía analizada, a pesar de los inconvenientes y con un adecuado manejo, la reutilización de aguas depuradas en el arroz no solamente permite cubrir las exigencias hídricas del cultivo dado que muchas veces se encuentra próximo a zonas industriales y urbanas con altas necesidades de agua, sino que también supone preservar el ecosistema de los humedales ya que su empleo en el riego del arrozal es una forma de depuración que evita tener que verter aguas de mala calidad a zonas ambientalmente sensibles. Esto lo confirma también un estudio realizado en Japón a lo largo de tres años por Zulu²⁴⁰ et al. de la Universidad de Niigata.

²³⁹ MÉNDEZ, F. y GARCÍA, J.C. “Relación entre las propiedades edáficas de un antrosol cumúlico y el contenido en metales pesados y biodisponibles mediante análisis estadístico multivariante”. Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa. Lérida, 2003.

²⁴⁰ ZULU, G., TOYOTA, M. y MISAWA, S-I. “Characteristics of water reuse and its effects on paddy irrigation system water balance and the riceland ecosystem”. *Agricultural Water Management*, 1996, vol. 31, p. 269-283.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3 MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se ha procedido a la realización de tres bloques de investigación relacionados entre sí. El primero a partir de muestras de campo; en los otros dos, concretamente en el segundo y en el tercero, se han llevado a cabo diseños experimentales que ha permitido la evaluación de los objetivos parciales propuestos y la obtención de las conclusiones generales perseguidas según nuestras hipótesis de partida.

Como se viene comentando, en un primer ensayo, se analizan los suelos que se distribuyen a lo largo de una misma línea de riego, de tal forma que las aguas van pasando de una parcela a otra, lo cual permite ver el efecto acumulativo del empleo de aguas reutilizadas urbanas a lo largo de las mismas, en superficie y en el perfil del suelo en tres profundidades, pero también se realiza un análisis temporal en cada ciclo durante tres años sucesivos 2001, 2002 y 2003.

Así se toman muestras de suelo en primavera, antes del cultivo y a finales de septiembre después del cultivo. En cada parcela se escogen seis puntos en zig-zag de los que se toman muestras para las tres profundidades que se determinan individualmente en el laboratorio (cada análisis se hace por duplicado para disminuir los posibles errores), si bien de cada profundidad se toman tres muestras que se mezclan y homogenizan antes de cada análisis.

Respecto al agua, se tomaron muestras en distintos momentos del año: en los inicios del cultivo, en mayo después del "eixugó" y antes de finalizar el ciclo del cultivo cuando todavía no se ha desecado a finales de agosto, y durante la "perelloná" en enero. Se toman las muestras de agua en parcela y en la acequia que la abastece; los análisis se realizan en momentos distintos del día y luego se contrastarán con los proporcionados por la Conselleria de Medi Ambient y por la Entitat de Sanejament d'Aigües²⁴¹. Se realizó un análisis completo de los elementos a determinar en el primer muestreo que incluía pH, conductividad

²⁴¹ *Entitat de Sanejament d'Aigües Residuals de la Comunitat Valenciana* creada por la Ley 2/1992, de 26 de marzo, de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. DOGV 1761 de 8 de abril de 1992. Regulada por el Decreto 170/1992, de 16 de octubre, por el que se aprueba su Estatuto. DOGV 1889 de 26 de noviembre de 1992.

eléctrica (CE), nitrógeno, fósforo y los elementos traza: B, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, mientras que en los siguientes sólo se analizó pH y conductividad, eso sí, recogiendo los datos de los muestreos periódicos de la Entitat de Sanejament d' Aigües y de la Conselleria de Medi Ambient que se utilizaron para contrastar y corroborar los resultados de suelos y aguas.

Del cultivo se toman muestras al final, en la época de la cosecha, analizándose grano y tallo, aunque en el último año se decide analizar también la raíz. Se inspeccionan los campos y se recoge información del estado vegetativo en distintas fases del cultivo para constatar el desarrollo de las plantas.

Para verificar estas hipótesis y estimar la magnitud que pueden suponer los supuestos planteados, el estudio se va a centrar en los análisis físico-químicos. En concreto, en el análisis de macronutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, así como en el contenido de materia orgánica, pH, conductividad eléctrica, y se determinarán también los niveles de acumulación de metales pesados o elementos traza.

Los metales pesados analizados se escogen entre los contenidos en el agua de riego y como se indica en los antecedentes bibliográficos, sobre la toxicidad de los elementos traza que suponen un riesgo para la salud de los seres vivos o un peligro ambiental. Estos son: el plomo, el mercurio, el cadmio, el estaño, el cromo, el zinc, el cobre, el boro, el níquel, el molibdeno, el manganeso y el hierro. Dentro de este grupo se descartan algunos de ellos dados los bajos niveles obtenidos en los análisis proporcionados por la Conselleria de Medi Ambient y por la Entitat de Sanejament d' Aigües y en los resultados aportados por algunos estudios sobre la Albufera que incluyen análisis tanto de los sedimentos del fondo del lago como de los sedimentos de las acequias efluentes. Así Requena²⁴² apunta sobre el arsénico refiriéndose a las muestras del fondo del lago y a las acequias que vierten en él (entre las que se encuentran las de nuestra zona de arrozal): "...este elemento no presenta concentraciones alarmantes en ninguna acequia...", comentarios similares se hacen sobre el mercurio, sin embargo en este mismo estudio respecto a elementos traza como el cobre, el cromo o el níquel habla de niveles importantes o bastante altos. Por

²⁴² En REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

razones similares a las del arsénico y mercurio también se ha descartado el estudio del estaño y del molibdeno.

Por último, el cadmio inicialmente considerado se ha descartado tras consultar la bibliografía referente a este metal traza pues como se comentó su absorción por los cultivos en suelos regados con aguas residuales es, normalmente, superior que en los que no reciben aguas residuales, pero no suelen presentarse problemas de fitotoxicidad, salvo el caso particular de los arrozales japoneses regados con aguas que presentan concentraciones elevadas de cadmio. A partir de las experiencias japonesas se considera, como ya se ha comentado en el apartado correspondiente, que se pueden presentar problemas por cadmio en arroz a partir de concentraciones en agua superiores a 0,01 ppm²⁴³. De los datos suministrados por la Conselleria de Medi Ambient sobre la acequia de Rabisanxo y los proporcionados por la Entitat de Sanejament d'Aigües y EMARSA sobre las aguas a la salida de la depuradora, se observa que los valores relativos al cadmio en todos los muestreos son siempre inferiores a 0,01 ppm, incluso inferiores a 0,005 ppm. Por otro lado, se han realizado algunos análisis indicadores en los suelos para confirmar con toda seguridad su descarte obteniendo en todos ellos valores inferiores a 1 ppm. Así, finalmente, los metales que se analizan en este estudio serán: **el boro, el cobre, el cromo, el hierro, el manganeso, el níquel, el plomo y el zinc.**

Para ello se eligen nueve parcelas de la zona. Cuatro de ellas se riegan con aguas procedentes de la depuradora situadas a lo largo de una misma línea de riego y se comparan con otras parcelas de las mismas características y en la misma zona, una regada con aguas de la Albufera, que recibe aguas de muy mala calidad procedentes en su mayoría de la acequia de Favara, otras dos donde se mezcla el agua de la depuradora con las de la Favara y una última la parcela que puede recibir los tres tipos de aguas. De estas nueve parcelas se toman muestras de suelo que luego se analizan en el laboratorio, pero también las muestras de las aguas en cada parcela y muestras del agua de las acequias que

²⁴³ Revisar el apartado de este documento relativo a "Otras Experiencias de Reutilización de Aguas Depuradas en el Cultivo del Arroz" y véase MORISHITA, T., FUMOTO, N., YOSHIZAWA, T. y KAGAWA, K. "Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica, indica, javanica, and hybrid varieties produced in the same plot of a field". *Soil Science Plant Nutrition*, 1987, vol. 33 p. 629-637.

les suministra, así como del material vegetal para verificar la incidencia de los posibles contaminantes a lo largo de todo el ciclo de riego.

Respecto a los bloques segundo y tercero de la investigación, se realiza un ensayo controlado en macetas para el que se toman muestras de suelo de las nueve parcelas, en el que se pretende acotar al máximo el efecto agua-suelo y luego planta. Para ello, se realizan tres ensayos por parcela, en uno se riega el suelo con agua de la depuradora, mientras que en los otros dos se siembra arroz regándose en un caso con agua destilada y en otro con agua de la depuradora, siempre sin percolar.

El otro experimento consiste en regar varias veces los suelos de algunas de las parcelas con aguas de distinta calidad: con sus aguas de riego con percolación libre y con agua destilada (simulando el efecto de la lluvia). En los dos casos se recogen las aguas percoladas para estudiar el efecto de lavado del suelo por las aguas y estimar la capacidad de saturación y la velocidad de infiltración de cada una de las muestras ensayadas.

3.1 ESTUDIO DE LAS PARCELAS. METODOLOGÍA DE LA TOMA DE MUESTRAS

3.1.1 ELECCIÓN DE PARCELAS

Las parcelas se encuentran, como ya se ha indicado anteriormente, al norte de la Albufera en los términos municipales de Alfafar y Valencia a lo largo de una trayectoria de riego, en la comarca de L'Horta Sud.

Esta zona se caracteriza por ser extremadamente llana. La altitud de la planicie valenciana disminuye hacia el sur, donde, entre Silla y el Saler, comienza la depresión ocupada por las aguas de la Albufera. La Albufera se extiende en paralelo a la costa de norte a sur en una longitud de 15 km y está separada del mar por una estrecha franja de terreno arenoso. El mar Mediterráneo baña la comarca por el límite occidental y determina una costa baja, llana y muy regular.

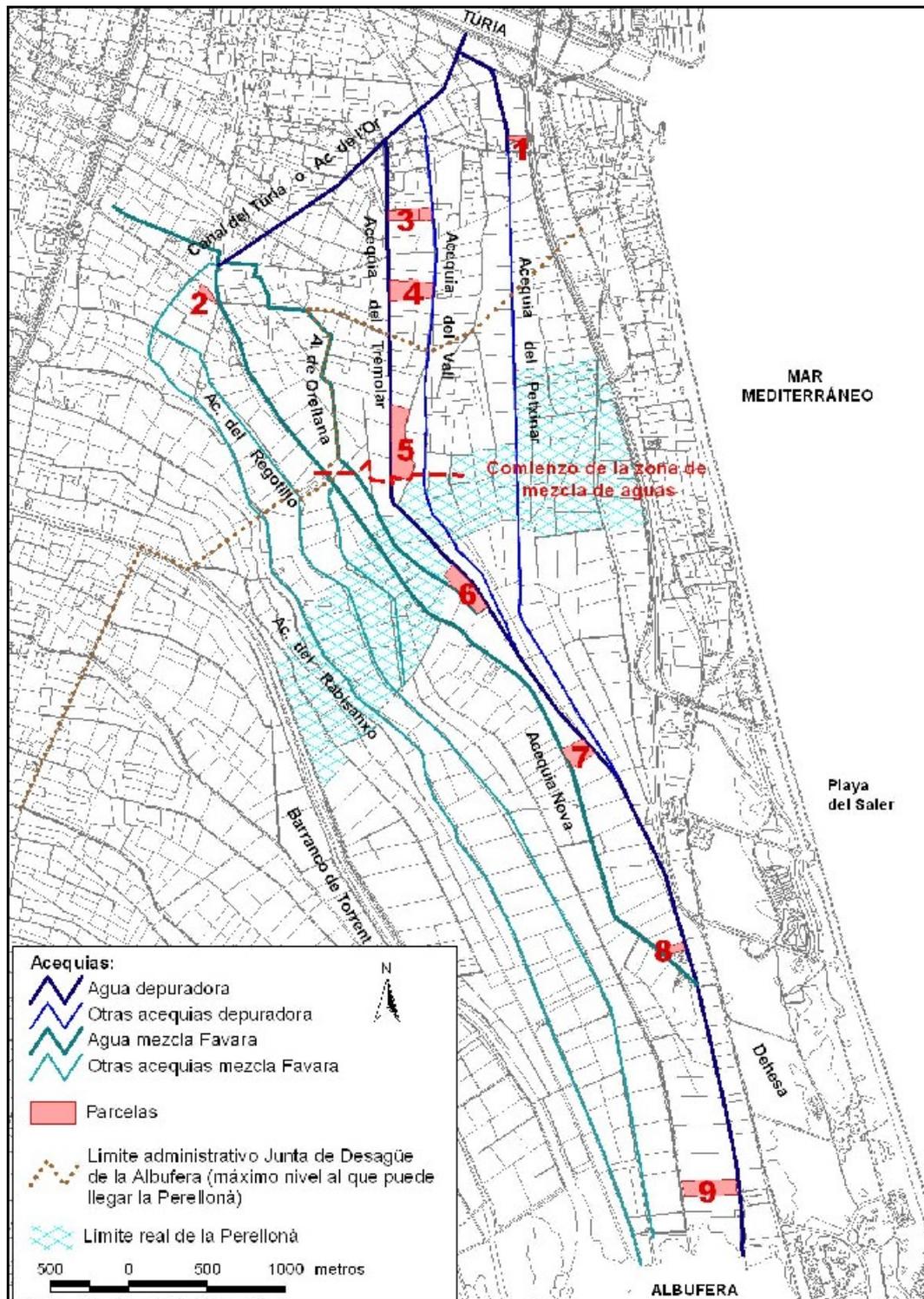


Figura 2: Mapa de la zona estudiada con la numeración de las parcelas.

Para la elección de las parcelas se ha tenido en cuenta su situación a lo largo de una línea de riego, aunque también se han elegido parcelas similares pero regadas con aguas distintas para realizar el estudio comparativo. Las

parcelas de muestreo que están a lo largo de la línea de riego se han seleccionado al azar manteniendo presente la variabilidad espacial discriminante de los suelos a evaluar, pues se buscó que las parcelas estuviesen suficientemente separadas como para detectar posibles variaciones de los parámetros estudiados, aunque después se tuvieron en cuenta otros criterios como fueron la accesibilidad de las mismas, que fuesen parcelas representativas en cuanto a que no presentasen alteraciones significativas respecto a las contiguas, el consentimiento del dueño o dueños de la parcela, y también controlar otros parámetros como el abonado, la variedad cultivada, etc.

Finalmente, se eligen nueve parcelas de la zona. Cuatro de ellas se riegan únicamente con aguas procedentes de la depuradora que se encuentran a lo largo de una misma línea de riego (parcelas 2, 3, 4 y 5), otra con aguas de la Albufera (parcela 9) desde la acequia de l' Or y a lo largo de su ramal la acequia del Vall, otra donde el agua de la depuradora se mezcla con el agua de muy mala calidad de la acequia de Favara (parcela 1), otras dos (parcelas 6 y 7) donde se mezcla el agua de la depuradora con las aguas provenientes de la acequia Nova, de manera similar a como ocurre en la acequia próxima de Rabisanxo que lleva la mezcla de distintas aguas de mala calidad (Favara) y por último la parcela número 8 que recibe los tres tipos de aguas (Favara, depuradora y Albufera). Véase figura 2.

La línea de riego es importante para el estudio, ya que se puede producir o no un arrastre de nutrientes de una parcela a otra. La parcela número 1 recibe aguas de la acequia de Favara principalmente, la número 2 recibe aguas directamente del emisor de la depuradora, así se continúa toda la línea de riego hasta la parcela 6, aunque en esta última ya se mezcla con aguas de otras procedencias a través de la acequia de Nova (Favara y depuradora) al igual que ocurre en la parcela 7. Mientras que las dos últimas parcelas reciben agua principalmente de la Albufera. Así, en las parcelas de una misma línea de riego se pretende detectar con claridad uno de los objetivos de este estudio: el arrastre o no de elementos de una parcela a otra. Las parcelas escogidas (de la segunda a la sexta) se riegan con aguas procedentes de la depuradora de Pinedo. En las parcelas 6, 7 y 8 no se puede asegurar la proporción en algún momento que compone la mezcla con las aguas de otras procedencias. Asimismo, a partir de la parcela 6, ésta inclusive, los campos reciben los efectos de la "perellonà".

En el cuadro siguiente se indica la situación catastral de cada parcela:

Parcela	Término Municipal	Polígono	Parcela
1	Alfajar	15	21
2	Valencia	105	115-116
3	Alfajar	6	172
4	Alfajar	6	107-108
5	Alfajar	6	35
6	Alfajar	5	8
7	Alfajar	7	234
8	Alfajar	7	309
9	Alfajar	8	161 ^a

Tabla 27: Situación de las parcelas.

Las parcelas pertenecen al parque natural de la Albufera. Este parque es el más extenso de las tierras valencianas con una superficie de 21120 ha y uno de los más importantes del Mediterráneo Occidental.

El mejor acceso a las parcelas se realiza a través de la autopista A-7, tomando el desvío a Massanassa de donde sale una carretera comarcal que se dirige al Saler donde se encuentra la zona de estudio. Otro acceso se realiza por la carretera que une la ciudad de Valencia con el Saler, es decir, la UP- 1041, que más tarde se convierte en una comarcal que da acceso a la Devesa, la Gola del Perellonet y el Palmar. Por otra parte, la N-332 por el interior, permite llegar a Catarroja, Silla y Sollana, para unirse con la anteriormente citada en Sueca. Desde estas poblaciones parten numerosos caminos por los que acceder a estas parcelas.

3.1.2 TOMA DE MUESTRAS DE SUELO

Los muestreos tanto de suelos como de aguas y de material vegetal se realizaron entre marzo de 2001 y septiembre de 2003 coincidiendo con el ciclo de cultivo correspondiente a las tres campañas.

Se ha de resaltar que debido a la variabilidad de los suelos no es posible establecer un método satisfactorio de toma de muestras para todos ellos ya que también depende del objetivo con el que se toma la muestra.

El primer requisito fundamental que debe cumplir una muestra es que sea lo más representativa posible, para de esta manera minimizar en lo posible las imprecisiones (López Ritas y López Mérida²⁴⁴, 1990).

En el muestreo se debe tener en cuenta las variaciones de los suelos de acuerdo con la profundidad del perfil y el área de terreno. Hay que tener en cuenta que se trata de unidades de tipo de suelo naturales, o bien de unidades prácticas, referidas a un campo o unidad de explotación agrícola.

Una vez elegidas las parcelas, plasmadas en un mapa, se escogió el lugar adecuado para la toma de muestras, se realizaron fotografías de la zona que se adjuntan en el anejo II y se levantó un croquis de los puntos de muestreo en cada una de ellas.

El muestreo se realiza a lo largo de las parcelas de la acequia para estudiar la evolución en los parámetros que determinan la calidad del agua.

Como ya se ha comentado se tomaron las muestras durante tres años consecutivos, en dos momentos del año, antes y después del cultivo.

Para el muestreo de cada parcela se escogieron 6 puntos de sondeo en zigzag, según el método de Jackson²⁴⁵, y en cada punto 3 subpuntos que se mezclaron en el campo para que la muestra fuese homogénea y representativa. En todas ellas se extrajo una muestra de suelo para cada una de las siguientes profundidades: una de 0 a 10 cm (zona donde llegan las raíces del cultivo; el arroz es un cultivo de sistema radicular poco profundo), otra de 10 a 20 cm (zona de influencia de las raíces) y sólo en dos puntos de la parcela (en los

²⁴⁴ LÓPEZ RITAS, J. y LÓPEZ MÉLIDA, J. El diagnóstico de suelos y plantas. Métodos de campo y laboratorio. 4ª edición. Madrid: Mundi Prensa, 1990.

²⁴⁵ JACKSON, M.L. Análisis químicos de suelos. Barcelona: Omega, 1982.

puntos 3 y 6) se toma a una profundidad de 20 a 30 cm, ya que para el estudio no es relevante ésta profundidad, pero se analizarán estas muestras por si salieran datos interesantes.

Resumiendo, de cada parcela por muestreo se obtienen:

- 6 muestras de profundidad de 0 a 10 cm.
- 6 muestras de profundidad de 10 a 20 cm.
- 2 muestras de profundidad de 20 a 30 cm.

Por lo tanto se analizan 126 muestras de suelo por muestreo para cada uno de los análisis (14 muestras por parcela por nueve parcelas estudiadas). De cada punto se realiza un análisis y su duplicado para minimizar las posibles discrepancias en los resultados del laboratorio. Por ejemplo: en el caso del análisis del pH en una parcela se tendrán 14 puntos más sus correspondientes duplicados, por lo que se realizarán 28 análisis. Como se estudiarán 9 parcelas se efectuarán en total 252 análisis por parámetro estudiado en cada muestreo. Una vez se logren los datos de la muestra y su copia se obtendrá la media aritmética para someter los valores a un análisis estadístico.

Las muestras incorporan unas etiquetas con los siguientes datos:

ESTUDIO:		MUESTREO:		FECHA:	
Nº PARCELA:	PUNTO:	PROFUNDIDAD:	REF. CAMPO:		
OBSERVACIONES:					

Figura 3: Etiquetas para la toma de muestras de suelo.

De cada parcela se hace un mapa con unas referencias de campo donde se establece el orden de los puntos:

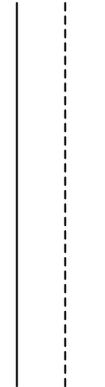
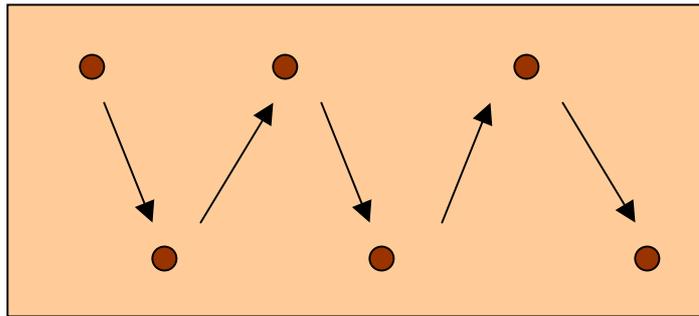


Figura 4: Trayectoria de muestreo en la parcela.

Materiales de la toma de muestras

Los materiales utilizados en la toma de la muestra fueron:

Barrena

Cubo para mezclar la muestra

Bolsas convenientemente etiquetadas.



Figura 5: Barrena para la extracción de muestras de suelos.

Los seis muestreos de cada una de las parcelas y puntos se tomaron en los meses de abril y octubre de los años 2001, 2002 y 2003, justo antes de la inundación que precede a la siembra y después de la cosecha.

Hay que recordar también que resulta imprescindible que el análisis se realice sobre una muestra significativa de suelo, pues está demostrado que el 80 % de la imprecisión se debe a la falta de representatividad de la muestra. En primer lugar, cada muestra debe representar a una superficie de características uniformes. Las zonas heterogéneas de pequeño tamaño no fueron consideradas.

Antes de efectuar la excavación se eliminaron de la superficie las piedras, hierbas u otros materiales ajenos al suelo que pudieran dificultar esta operación. La excavación se realizó introduciendo la barrena mediante pequeños giros a modo de sacacorchos. La muestra de suelo requerida quedó atrapada entre las cuchillas de la barrena de donde se extrajo y se depositó en un cubo. Este proceso se repitió dos veces más en otros dos puntos cercanos (en un radio aproximado de 15 cm) y se mezclaron en el cubo.



Figura 6: Extracción de muestras de suelo.

3.1.3 PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS DE SUELO

Una vez tomadas las muestras en el campo se trasladaron al laboratorio donde fueron acondicionadas como fase previa para la realización de los distintos análisis. Este acondicionamiento incluye la separación de los elementos gruesos.

Material y aparatos:

- Bandejas numeradas para colocar y secar las muestras
- Molinillo
- Rodillo para disgregar los terrones

Procedimiento:

- Se colocaron las muestras en una bandeja y se hizo un ligero disgregado a mano de los terrones más grandes.



Figura 7: Secado de muestras de suelo en bandejas.

- Se secaron las muestras en las bandejas al aire durante unos días hasta que se alcanzó la humedad del laboratorio. Durante la desecación se fueron disgregando con un rodillo los elementos gruesos. El desprendimiento de polvo indicó que ya se había logrado el equilibrio.

- Una vez seco el suelo se disgregan los terrones con un mazo.



Figura 8: Molienda de las muestras de suelo con mazo.

- Posteriormente se disgregaron mecánicamente las muestras mediante un molino eléctrico de rodillos. El molino consta de un chasis de hierro rectangular (90 cm de alto, 80 cm de largo y 60 cm de ancho) que incluye dos cilindros metálicos con dos embudos de hojalata y un motor eléctrico le da un movimiento rotatorio horizontal a los cilindros. Los cilindros tienen las paredes de tamiz metálico y las dos bases son dos tapas por donde se introducen las muestras de suelo. Además, se introducen tres barras de hierro en cada cilindro que actúan a modo de martillos cuando el motor hace rotar los cilindros. Este aparato también sirve para tamizar, dado que las paredes de los cilindros están horadadas con orificios circulares de 2 mm de diámetro. De esta manera, cuando los suelos adquieren este tamaño salen fuera del cilindro a través de los orificios debido a la fuerza de la gravedad y por los embudos que hay en la parte baja de los cilindros caen en las bandejas donde se recogen. El proceso de molturado-tamizado tarda aproximadamente 5 minutos por muestra.

- Se tamizó la totalidad de las muestras por un tamiz de 2 mm de luz.



Figura 9: Molino eléctrico de rodillos.

- Se recogió la porción tamizada en unos recipientes de plástico de 100 mL de capacidad herméticamente cerrados para evitar que se humedezca la muestra y convenientemente etiquetados para el posterior análisis en laboratorio.



Figura 10: Molienda de las muestras de suelo.

Para el análisis de metales pesados se vuelve a tamizar en un molinete eléctrico de aspas hasta convertir las muestras en polvo. La cantidad triturada es de aproximadamente unos 50 g. Con la trituración fina de la muestra se consigue que los agentes extractivos actúen más eficaz y rápidamente.

3.1.4 TOMA DE MUESTRA DE AGUA

El objeto de la toma de las distintas muestras es disponer de una cantidad representativa del agua cuyo volumen sea lo suficientemente pequeño como para que pueda transportarse con facilidad y manipularse en el laboratorio, a la vez que suficiente para determinar a partir de ella su calidad físico-química (dejando de lado en este estudio la calidad microbiológica).

Elo implica que la proporción o concentración relativa de todos los componentes serán las mismas que en el material de donde proceden, y que las muestras se manejan de tal forma que no se produzcan alteraciones significativas en su composición antes de que se proceda a los análisis. El tipo de muestra recogida es simple, de modo que la muestra para el laboratorio es la obtenida en el punto de captación.

Así se recoge, como se ha dicho antes, agua en dos momentos del año: en verano (al inicio del cultivo) y en invierno. El muestreo se realiza a horas concretas del día y en distintos momentos, dado que es probable una ligera dispersión de los datos dependiendo de la hora del día en que se tomen.

Se han recogido dos muestras de agua por cada una de las parcelas del ensayo. Una muestra pertenece al agua de la acequia en el punto en que abastece a la parcela y la otra es del agua que inunda la parcela.

Obtención de las muestras de agua

Tal y como se recoge en la legislación, en los cursos de agua a cielo abierto, se tomará la muestra directamente del centro del cauce y a medio camino entre la superficie y el fondo. Se ha realizando aprovechado las pasarelas de acceso a las parcelas que cruzan la acequia.

La muestra de agua del interior de la parcela se ha recogido de una zona de las parcelas donde no existe corriente de entrada o de salida de agua.



Figura 11: Toma de la muestra de agua en una de las parcelas.

Para la recogida de muestras para el análisis físico-químico, los envases se enjuagan por lo menos dos veces con la misma agua a determinar.

Los parámetros de pH y conductividad se analizan en el laboratorio, si bien ya se realizaron algunas de estas mediciones en campo.

Recipiente y volumen de la muestra

Para la recogida de muestras se utilizan frascos de polietileno con tapón roscado y una capacidad de 250 mL, previamente lavados con jabón sin fosfatos y aclarados con agua destilada.

Cada recipiente llevará una etiqueta de manera que facilite su posterior identificación. Esta etiqueta incluirá el origen de la muestra (número de parcela), la fecha de obtención y el lugar (acequia o parcela).

El volumen tomado de muestra debe ser el adecuado para que en una sola muestra se puedan efectuar simultáneamente la totalidad de los análisis

requeridos. Sin embargo, como medida de precaución, se recoge un volumen mayor del necesario para la realización de las pruebas, 250 mL para los análisis físico-químicos.

Los envases se dejarán aproximadamente con un 1% de su volumen con aire para que permita la expansión térmica durante el transporte y no se altere el estado del agua.

3.1.5 TOMA DE MUESTRAS DE MATERIAL VEGETAL

De la planta se tomaron muestras al final del ciclo del cultivo, durante la cosecha, para analizar en grano y en tallo y hojas el nitrógeno, el fósforo, el potasio y los metales pesados, pero además los azúcares totales y las clorofilas. Las muestras se tomaron de varios puntos de la parcela, evitando la franja a lo largo del perímetro de ésta, y se cortaron en la base del tallo. A partir de los resultados de los dos primeros muestreos se determinaron también las raíces de la planta, para conocer así qué parte de los elementos analizados retiene la raíz, de ahí que en el muestreo del último año se tomaran muestras del vegetal completo.

Por otra parte, también se inspeccionan los campos en distintas fases del cultivo para comprobar el desarrollo de las plantas, longitud de la caña, altura, calibre, color, vigor, tendido del cultivo, etc.

3.2 EXPERIMENTO EN MACETAS

Para evitar en lo posible la incertidumbre que representan las condiciones reales de la interacción agua-suelo-planta, se ha diseñado este experimento en macetas para controlar los sucesivos aportes y la percolación (basado en el estudio de Sendra²⁴⁶, 1996). Por tanto, se toma suelo de cada una de las parcelas y se introduce una vez molido en tres recipientes por parcela para ensayos independientes, lo que implica un total de 27 ensayos. Se realizan tres

²⁴⁶ SENDRA, F. Tesis doctoral: "Evaluación agroquímica de los recursos hídricos de la Marina Alta". Alicante: Universidad de Alicante, 1996.

ensayos por parcela, en uno se riega la tierra con agua de la depuradora sin sembrar nada, mientras que en los otros dos se siembra arroz regándose en un caso con agua destilada sin aportes y en otro se riega el arroz con agua de la depuradora. Con esto se pretende comprobar en pequeñas cantidades de suelo los arrastres de elementos y contaminantes con el agua de riego, y por el contrario, en que medida son retenidos por el suelo o por el cultivo, a la vez que cómo afectan al crecimiento del cultivo. Estos recipientes deben tener la posibilidad de abrirse por su parte inferior para evacuar el agua en el momento que se estime necesario. Por tanto, se ha optado por elaborar los recipientes a partir de botellas de medio litro de gaseosa, todas ellas iguales, de plástico con una superficie de pared totalmente lisa. Estas botellas se recortan en la parte inferior y se colocan bocabajo en estantes realizados en madera para contenerlas y mantenerlas en posición vertical. Son tres los estantes, uno para cada uno de los ensayos, y cada uno tendrá nueve orificios para contener los recipientes correspondientes a cada una de las muestras recogidas por parcela.

Los ensayos comenzarán a finales de abril coincidiendo con la siembra y terminarán en septiembre coincidiendo con la cosecha. Las macetas se colocan a la intemperie en un lugar soleado en las terrazas de la universidad. Las aguas reutilizadas para regar las macetas se tomarán de la acequia a la que vierte directamente la depuradora, y se recogerán cada vez a distintas horas del día.

Se analizan los suelos antes y después del experimento, para comprobar por diferencia si hay aporte o no de nutrientes y otros elementos al suelo, y también las plantas al final del experimento.

En los experimentos los riegos se realizaron hasta la capacidad de campo, es decir, sin que se apreciara percolación por la parte inferior de los tiestos, con lo que todos los procesos que tuvieron lugar (interacción agua-suelo e interacción agua-suelo-planta) quedaron incluidos en su interior, sin pérdidas de nutrientes hacia el exterior que no fueran, básicamente, las debidas a la extracción por parte de la planta y por la actividad microbiana, o bien, pérdidas por evaporación o por escasas lixiviaciones no detectadas.

3.3 EXPERIMENTO EN LABORATORIO

El otro experimento consiste en regar varias veces con aguas de distinta calidad estos suelos para cuantificar el arrastre o la retención a través de la infiltración vertical, descontando la componente horizontal que ya ha sido estudiada en los otros experimentos. El propósito es reproducir las condiciones reales, es decir, conocer como infiltraría el agua en un suelo de similares características; para ello se controlarán no sólo la retención de los elementos sino también los tiempos de infiltración y la capacidad de saturación de cada uno de ellos. Así pues, se regarán los suelos de estudio introduciendo el material en los mismos recipientes del experimento anterior, pero en este caso se recoge el agua infiltrada al abrir la parte inferior del recipiente.

En resumen se riegan tres de los suelos del estudio con su propia agua. A la vez los mismos suelos se riegan con agua destilada para simular el efecto de la lluvia. Por tanto, se utilizan seis recipientes en total con un volumen de suelo de 450 mL aproximadamente para cada uno de ellos. El volumen de agua utilizada para cada riego fue de 200 mL.

El agua se analiza: antes del riego y la obtenida de la percolación para cuantificar los arrastres de metales pesados y de sales; por ello se miden los metales en las aguas, la conductividad y el pH. De esta manera se pretende determinar en qué medida se retienen los elementos que lleva el agua en el suelo o por el contrario en qué medida el agua arrastra elementos del suelo. Se vuelve a regar dos veces más y de nuevo se vuelven a medir el pH y la conductividad del lixiviado.

En el experimento de cada riego se miden también los tiempos a los que drena el agua por la columna de suelo y el tiempo que tarda en atravesar el volumen de suelo el agua de drenaje (la que no se retiene), para de este modo calcular la velocidad de infiltración. Al mismo tiempo se mide el volumen de agua que se recoge al atravesar el suelo para así cuantificar el volumen de agua que queda retenida en el suelo y, por tanto, la capacidad de saturación de los suelos (Sendra²⁴⁷, 1996).

²⁴⁷ Vide nota 246.



Figura 12: Disposición del experimento de infiltración.

3.4 ANALÍTICA DE SUELOS Y AGUAS

Para la caracterización de estos suelos en las distintas muestras se han determinado una serie de parámetros que se han considerado de interés en base a su carácter intrínseco, por los posibles efectos que las aguas residuales puedan tener sobre ellos y por las relaciones que manifiestan con la nutrición vegetal.

Para valorar la calidad de las aguas residuales para el riego se emplean los mismos criterios que para las aguas superficiales o subterráneas, es decir, su contenido en sales y en componentes potencialmente fitotóxicos (sodio, cloro y boro). Pero, además, hay que tener en cuenta el contenido en microorganismos patógenos (aunque en este estudio sólo se centra en los aspectos físico-químicos) y la concentración de metales pesados, nutrientes y compuestos orgánicos, que no suelen presentar problemas en el riego con agua normal.

3.4.1 CONSERVACIÓN Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS DE AGUA EN EL LABORATORIO

Algunos parámetros²⁴⁸ pueden verse afectados con mayor facilidad que otros por los efectos de la conservación de las mismas una vez realizado el muestreo.

Una vez tomadas las muestras se guardan en una nevera portátil con hielo para protegerlas de la luz y de un exceso de temperatura y transportarlas al laboratorio con la mayor brevedad posible donde se mantienen a 4°C.

El tiempo transcurrido entre la recogida de la muestra y el inicio de los análisis debe ser el menor posible, pudiendo demorarse hasta 24 horas si se conservan en nevera.

Con el objeto de reducir este tiempo, y teniendo en cuenta la distancia a la que se encuentran las parcelas del laboratorio, la recogida de las muestras se realiza durante la mañana para transportarlas al laboratorio ese mismo día y donde se refrigeran hasta el inicio de los análisis.

Antes de analizar las muestras se filtran para eliminar los múltiples restos orgánicos que presentan.

3.4.2 DETERMINACIÓN FÍSICA DE LAS MUESTRAS DE SUELO

La determinación de estos parámetros físicos se realiza sólo para el primer muestreo, considerándose válidos para los siguientes. Estos parámetros son la textura, el color y la humedad.

- TEXTURA

La textura del suelo es el porcentaje en masa de las fracciones finas en que se divide el suelo: arena, limo y arcilla.

La textura de los suelos estudiados se obtuvo mediante el método del densímetro de Bouyoucos.

²⁴⁸ Véase WILLARD, H. *et al.* Métodos instrumentales de análisis. Méjico: Editorial Iberoamericana, 1998.

- COLOR

Para caracterizar el color de los suelos se parte del triángulo fundamental para la denominación de los colores de suelos en muestras desecadas de suelos (Tamés²⁴⁹, 1948) buscando su correspondencia aproximada a la escala de Munsell.

- HUMEDAD

La absorción mineral por las raíces de la planta se incrementa al aumentar, dentro de unos límites, la humedad del suelo. También hay que tener en cuenta que el agua es necesaria para que la planta pueda producir glúcidos, para mantener la hidratación del protoplasma y como vehículo para el transporte de los nutrientes absorbidos por la raíz. Estos procesos tienden a reducirse al disminuir la humedad del suelo, y ello explica, aparte de la lixiviación, el mayor agotamiento de las reservas del suelo en climas húmedos.

El grado de humedad de las muestras es importante en sí misma pero también es necesaria para determinar otros parámetros.

Las muestras se secaron al principio al aire y después en estufa a 105°C hasta peso constante. Previamente se lavaron y secaron en estufa los vasos de precipitados de 50 mL necesarios. Los vasos permanecieron en la estufa durante 24 horas y se pesaron. Una vez secos los recipientes se pesaron 50 gramos de suelo y se introdujeron en los vasos. Los vasos con el suelo dentro fueron colocados en la estufa donde permanecieron durante 24 horas. Ya seco el suelo, se extrajeron de la estufa y se dejaron enfriar en una urna con absorbentes de la humedad y no al aire libre para evitar que la humedad del suelo se igualase con la atmosférica. Una vez a temperatura ambiente se pesaron los vasos y las muestras de suelo seco.

²⁴⁹ TAMÉS, C. y PERAL, T. Ensayos rápidos semicuantitativos para la caracterización de suelos con fiens agrícolas. 3ª edición. Madrid: Ministerio de Agricultura, 1965.

3.4.3 ANÁLISIS QUÍMICOS DE LAS MUESTRAS DE SUELO

En este apartado se incluyen las consideraciones relativas a los análisis químicos tanto de suelos como de aguas. Los parámetros estudiados son:

- pH en agua.
- Conductividad eléctrica
- Materia orgánica
- Carbonatos totales y caliza activa
- Nitrógeno
- Fósforo
- Potasio
- Metales pesados: B, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn.

Todos los análisis se hicieron por duplicado con objeto de minimizar los posibles errores experimentales.



Figura 13: Análisis en el laboratorio.

Para los análisis químicos se utilizaron los métodos oficiales de análisis de suelos, aguas y plantas recomendados por el Ministerio de Agricultura²⁵⁰, complementados y contrastados con otros métodos, como las recomendaciones de la APHA (American Public Health Association)²⁵¹ en el caso de los análisis de aguas.

En cada experimento se analizan las características de los diferentes suelos y se siguió su evolución a lo largo de los tres años en los que se desarrolló el trabajo. Los valores obtenidos de estas propiedades se muestran en las tablas correspondientes al apartado de Resultados y Discusión.

pH y Conductividad eléctrica

La medida del pH, al igual que la conductividad, se realiza en una suspensión de suelo en agua desionizada con relación en masa de suelo:agua de 1:5.

Para la medida del pH se utilizó la técnica de potenciometría con el empleo de pH-metro. Para la determinación de la conductividad eléctrica (CE) se utilizó la técnica del conductímetro. Previamente se pesaron 20 g en cada muestra de suelo a los que se le añadió 50 mL de agua destilada y desionizada, agitando durante 20 minutos y dejando reposar.

La medida de la conductividad eléctrica está influenciada por las propiedades de la fase sólida y líquida del suelo y proporciona una relación directa con la concentración de sales del mismo (Bottraud y Rhoades²⁵², 1985).

²⁵⁰ MÉTODOS Oficiales de Análisis. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.

²⁵¹ Véase STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 1998. y MÉTODOS Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Madrid: Díaz De Santos SA, 1992.

²⁵² Véase BOTTRAUD, J. y RHOADES, J.D. "Referencing water content effects on soil electrical-salinity calibrations". *Soil Science Society American Journal*, 1985, n° 49, p. 1579 - 1581.

Materia orgánica

La determinación se realiza tomando 0,5 g de muestra a la que se le adiciona H_2SO_4 concentrado y $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1 N. El exceso de dicromato se valora con sal de Mohr en presencia de difenilamina como indicador, determinando de esta manera el carbono orgánico oxidable. A partir de este valor se obtuvo la materia orgánica del suelo. Este cálculo es aproximado y empírico y se basa en el supuesto de que la materia orgánica del suelo contiene un 58 % de carbono (Primo y Carrasco²⁵³, 1980).

Nitrógeno

Se determinó el Nitrógeno total, orgánico e inorgánico, por medio del método Kjeldahl, usando un bloque digestor y un destilador con posterior realización de una valoración ácida del destilado (Bremner y Breitenbeck²⁵⁴, 1983).

Para ello, mediante una digestión ácida se transforma el nitrógeno presente en la muestra en nitrógeno amoniacal. En una segunda etapa, la destilación, el nitrógeno amoniacal pasa a amoniaco (NH_3), que al reaccionar con ácido bórico (H_3BO_3) transforma a este último en H_2BO_3^- . En una tercera etapa se valora el H_2BO_3^- obtenido con ácido sulfúrico. El volumen de ácido sulfúrico consumido en esta valoración permite conocer el nitrógeno total presente en la muestra.

Fósforo

Es importante conocer el fósforo asimilable por las plantas. En este sentido se usa la técnica extractiva de Burriel y Hernando, ya que este método es el de mayor sensibilidad para la determinación de fósforo aplicable para suelos calizos y de pH superior a la neutralidad (Bermúdez²⁵⁵, 1991).

En primer lugar se extrae, se convierte en un complejo coloreado y se determina por colorimetría. Posteriormente, se mide colorimétricamente la

²⁵³ PRIMO, E y CARRASCO, J.M. Química Agrícola I: Suelos y Fertilizantes. Madrid: Ed. Alambra-Longman SA, 1990.

²⁵⁴ BREMNER, J.M. y BREITENBERCK, G.A. "A simple method for determination of ammonium in semimicro-kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester". *Commun in Soil Science Plant. Anal.*, 1983, vol. 14, nº 10, p. 905-913.

²⁵⁵ BERMÚDEZ, M.D. "Incidencia de compuestos orgánicos en la esencialidad del fósforo en suelo". Tesis de Licenciatura. Universidad de Alicante. Alicante, 1991.

formación de un complejo fosfomolibdico en el extracto obtenido que se reduce en presencia de ácido ascórbico en medio ácido, dando una coloración azulada (Díez²⁵⁶, 1987).

Potasio

El objetivo es la extracción del potasio asimilable mediante una disolución de acetato amónico 1 M a pH 7 y la medida de la emisión espectral de la muestra en un fotómetro de llama a 760 nm, para después correlacionar este dato con el valor de la concentración en la muestra.

Sodio

Al igual que el en caso del potasio la técnica utilizada para la cuantificación del sodio es la emisión espectral de la muestra con fotómetro de llama. De la misma manera luego se relacionan los resultados con la concentración de sodio en la muestra.

Carbonatos totales y caliza activa

Los carbonatos se determinan con 0,2 g de suelo mediante el uso de CaCO₃ finamente dividido como patrón de comparación. Los resultados se expresan como carbonato de calcio equivalente.

Para la caliza activa se procede a una agitación de 2,5 g de suelo en 250 mL de oxalato amónico 0,2 M durante dos horas; posteriormente se determina en 25 mL del filtrado la fracción de carbonato que reacciona con el oxalato, mediante el mismo procedimiento usado para los carbonatos.

Calcio, magnesio y metales pesados

Una metodología similar al sodio y al potasio, se usa en el caso de calcio, magnesio y metales pesados (Moral, Mataix et al²⁵⁷, 1996), de igual manera a partir del extracto obtenido con acetato amónico 1 M a pH neutro, pero con posterior determinación espectrofotométrica mediante absorción atómica.

²⁵⁶ DÍEZ, J.A. "Dinámica del Fósforo en el suelo afectada por la aplicación de diferentes fertilizantes orgánicos". *Anales Edafol. Agrobiol.*, 1987, n°46, p. 499-510.

²⁵⁷ MORAL, R., NAVARRO, J., GÓMEZ, I. y MATAIX, J. "Quantitative analysis of organic wastes: Effect of sample preparation in the determination of metals". *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1996, vol. 27, n° 3, p. 753-761.

Se ha de tener en cuenta que en suelos calcáreos la extracción con acetato amónico puede disolver pequeñas porciones de CaCO_3 y MgCO_3 , proporcionando resultados ligeramente superiores a los que realmente se pueden considerar como fracción asimilable por la planta; sin embargo, esta técnica permite evaluar y seguir la evolución de estos nutrientes durante el desarrollo de la investigación.

Los metales pesados analizados mediante el espectrofotometría de absorción atómica son el B, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en las mismas condiciones operativas para el suelo que para el agua, realizando para ello una recta de calibrado para cada elemento con patrones apropiados a las condiciones de las muestras.



Figura 14: Espectrofotómetro de absorción atómica.

Los ensayos con el espectrofotómetro se repitieron dos veces de tal manera que se dispone de dos lecturas de cada una de las muestras para mayor fiabilidad al obtener su concentración.

3.4.4 ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE AGUA

En primer lugar se evalúa la calidad de las aguas de las acequias que abastecen a las parcelas, contrastando con los valores de los análisis suministrados por los organismos competentes (EMARSA la empresa que gestiona la depuradora, Entitat de Sanejament d' Aigües, Conselleria de Medi Ambient) realizados periódicamente.

Al evaluar la calidad del agua para riego se estiman fundamentalmente sus características salinas, analizándose el pH, la conductividad eléctrica, nitrógeno, fósforo y metales pesados (B, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn); estando todo ello relacionado directamente con la nutrición vegetal (Kafkaki²⁵⁸, 1987) y con la salinización y alcalinización de suelos y aguas.

A partir de estas y otras determinaciones se pueden establecer una serie de índices de segundo orden como la relación de adsorción de sodio (RAS), dureza, coeficiente alcalimétrico de Scott y normas combinadas como las Riverside, Greene o Wilcox (Gómez²⁵⁹ et al., 1992). Con ello se puede definir de manera precisa las características de un agua. Se centra el interés en los índices de primer orden, es decir, los valores de pH, conductividad eléctrica pero también en los valores de nitrógeno, fósforo y de metales en el agua.

En segundo lugar, en los posteriores análisis, al igual que en los suelos, se analizan estos parámetros para conocer su efecto en la evolución temporal de los suelos.

En la tabla siguiente se muestran distintos métodos analíticos utilizados habitualmente en la determinación de metales pesados o elementos traza en aguas (Álvarez y Cabrera²⁶⁰, 1994), lo cual es especialmente útil ya que se comparan con sus límites de detección:

²⁵⁸ KAFKAKI, U. "Plant nutrition under saline conditions". *Fertilizers and Agriculture*, 1987, nº 955, p. 3-17.

²⁵⁹ GÓMEZ, I., NAVARRO, J. y MATAIX, J. *Aguas de riego: análisis e interpretación*. Alicante: Servicio de Publicaciones Universidad de Alicante – CAM, 1992.

²⁶⁰ ÁLVAREZ, M. y CABRERA F. *La calidad de las aguas continentales españolas, estado actual e investigación*. Madrid: Geofomas Ediciones, 1994.

	DIRECTIVA 79/869/CEE (DOCE I 271, 29/1079) ORDEN 08/02/88 (BOE 53, 02/03/88) MÉTODOS MEDICIÓN AGUAS POTABLES				LÍMITES DE DETECCIÓN			
	Método de referencia	Límites de detección ppm	Precisión %	Exactitud %	AAS µg/L	FG-AAS µg/L	ICP-ES µg/L	ICP-ES µg/L
Ag					0.9	0.005	1	0.014
Al					30	0.04	4	0.084
As	AAS, MAS	0.02	20	20	100	0.2	20	0.016
B	AAS, MAS	0.1	10	20	100	20	2	0.4
Be	AAS				1	0.01	0.06	0.10
Cd	AAS, P	0.002			0.5	0.003	1	0.06
Co	AAS				6	0.01	2	0.020
Cr	AAS, MAS	0.01	20	30	2	0.01	2	0.11
Cu	AAS,	0.02	10	20	1	0.02	0.9	0.077
Fe	AAS, MAS	0.02	10	20	3	0.02	1	2.5
Hg	AAS	10-4	30	30	0.008	1	20	0.024
Mn	AAS, MAS	0.01	10	20	1	0.01	0.4	0.22
Mo					30	0.04	5	0.027
Ni	AAS				4	0.1	4	0.45
Pb	AAS, P	0.01	20	30	10	0.05	20	0.02
Sb					30	0.2	60	0.024
Se	AAS	0.05			70	0.2	60	1
Sn					100	0.2	40	0.069
Te					20	0.1	50	0.049
Ti					50	1	0.5	0.13
Tl					9	0.1	40	0.01
V	AAS				40	0.2	2	0.03
U					1000		10	0.007
Zn	AAS, MAS	0.01	10	20	0.8	0.01	1	0.15

Tabla 28: Métodos analíticos utilizados en la determinación de metales pesados en comparación a sus límites de detección. Las siglas de la tabla son: AAS, espectrometría de absorción atómica, FG-AAS, id. Con cámara de grafito, MAS; espectrofotometría de absorción molecular, P, polarografía, ICP-ES, espectrometría de emisión- ICP, ICP-MS, espectrometría de masas-ICP.



Figura 15: ICP para la medición de metales pesados en las muestras de agua.

3.5 ANÁLISIS EN LA PLANTA

El análisis de los efectos que los tratamientos aplicados ocasionan sobre la planta del arroz se estudian desde el punto de vista del contenido en los elementos químicos nitrógeno, fósforo, potasio y metales pesados (B, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn), pero también desde los puntos de vista morfológico y nutricional, investigando el grano por un lado y por otro el tallo y las hojas.

Se realizan a lo largo del ciclo vegetativo inspecciones en campo, pero es al final del ciclo, en la cosecha, cuando se recogen las muestras y se analizan en laboratorio. En campo se inspecciona desde el punto de vista morfológico y se anota si existe alguna anomalía en cuanto a: aspecto, vigor, longitud y desarrollo de la caña, distancia entre nudos, morfología y color de las hojas, podredumbres, calidad y desarrollo de la panícula, etc. (estas observaciones se añaden a las hojas de encuesta hechas a los agricultores que se adjuntan en el anejo I). En laboratorio se analizan a nivel botánico los tejidos de la planta estableciendo el contenido en clorofilas y los azúcares totales y a nivel químico los análisis antes indicados.

El estado nutricional de las plantas puede determinarse mediante un apropiado análisis foliar siendo fácilmente detectables la situación de nutrientes tales como nitrógeno, fósforo, potasio y metales pesados²⁶¹.

Para el arroz se han establecido unos niveles de nutrientes con los que se comparan los resultados obtenidos. Por ello presenta un gran interés la determinación de la composición mineral y cómo se ve afectada ésta por los tratamientos considerados. Así, en la tabla siguiente se expresan los umbrales a los que se manifiestan deficiencias o toxicidades de algunos elementos en el arroz:

ELEMENTO	DEFICIENCIA O TOXICIDAD	CONCENTRACIÓN CRÍTICA	PARTE DE LA PLANTA ANALIZADA	ESTADO DE CRECIMIENTO
Nitrógeno	Deficiencia	2,5 %	hojas	Crecimiento
Fósforo	Deficiencia	0,1 %	hojas	Crecimiento
	Toxicidad	1 %	tallo	Madurez
Potasio	Deficiencia	1 %	tallo	Madurez
	Deficiencia	1 %	hojas	Crecimiento
Calcio	Deficiencia	0,15 %	tallo	Madurez
Magnesio	Deficiencia	0,10 %	tallo	Madurez
Hierro	Deficiencia	70 ppm	hojas	Crecimiento
	Toxicidad	300 ppm	hojas	Crecimiento
Zinc	Deficiencia	10 ppm	grano	Crecimiento
	Toxicidad	1500 ppm	tallo	Madurez
Manganeso	Deficiencia	20 ppm	grano	Crecimiento
	Toxicidad	2500 ppm	grano	Crecimiento
Boro	Deficiencia	3,4 ppm	tallo	Madurez
	Toxicidad	100 ppm	tallo	Madurez
Cobre	Deficiencia	6 ppm	tallo	Madurez
	Toxicidad	30 ppm	tallo	Madurez
Aluminio	Toxicidad	300 ppm	grano	Crecimiento

Tabla 29: Valores críticos de toxicidad o deficiencia de varios elementos en la planta del arroz (adaptado de Tanaka y Yoskida²⁶², 1970)

²⁶¹ MÉTODOS Oficiales de Análisis. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.

²⁶² TANAKA, A. y YOSHIDA, S. "Nutritional disorders of the rice plant in Asia". *Irrigation Technologies Bull.*, 1970, vol. 10, p. 51.

Métodos de determinación en tejidos vegetales

Se toman las plantas cortándolas por la base del tallo a nivel del suelo, sin extraer las raíces. Se extienden sobre la mesa de trabajo, en la que se separan hojas y tallo de la panícula, para luego recoger los granos. Estas dos partes, grano y tallo y hojas, se analizan por separado.

Las hojas y tallos seleccionados para el análisis han sido todas las que componían la planta en cada uno de los muestreos, bien formadas y sin daños morfológicos apreciables. Se persiguen dos objetivos fundamentales: uno relacionado con la necesidad de disponer una cantidad de muestra suficiente para los análisis y repeticiones de los mismos para cada parcela, y otro, que se considera de mayor relevancia, obtener una información general sobre el estado nutricional y actividad del cultivo como conjunto, puesto que la composición del tallo o de las hojas puede variar según su posición en la planta, evitando de este modo desviaciones en los resultados relativos al modo y lugar de la planta donde se muestrea.

La primera determinación era la de la masa de la materia fresca del conjunto de todas las hojas en balanza digital. Éste da idea sobre el desarrollo y exuberancia alcanzada por cada planta. Después se lavaron con agua y jabón neutro libre de fosfatos, y agua desionizada, sometiendo la muestra a un secado en estufa con circulación de aire forzado a 60°C hasta masa constante. Las hojas y tallos secos y los granos se homogeneizaban con un molinillo de aspas metálicas (MAPA²⁶³, 1994) guardándose en recipientes de plástico para realizar las determinaciones posteriores a la mayor brevedad.

Nitrógeno

El nitrógeno que se determina es el que se encuentra en forma orgánica y amoniacal aunque, durante el proceso aplicado para su determinación, parte del nitrógeno en forma nítrica puede pasar a amoniacal sin que por ello la imprecisión que se comete sea superior al 0,5 % (Pace et al., 1982).

²⁶³ En base a MÉTODOS Oficiales de Análisis. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.

Mineralización por vía seca

Esta mineralización se realizó para determinar también el resto de nutrientes y elementos a excepción del nitrógeno. Se dispuso en un crisol de porcelana parte de la muestra seca y molida (medio gramo) para calcinar en horno mufla entre 450 y 500°C durante 6 o 7 horas. Las cenizas se trataron en un baño de arena con HCl 1:1 (aproximadamente 6 M) y de este modo, a partir de este proceso, se obtuvo una disolución en la que se hicieron los posteriores análisis.

Fósforo

Este nutriente, procedente del mineralizado de la muestra, se cuantificó colorimétricamente mediante la formación de un complejo amarillo de fosfovanadomolibdato amónico según el método descrito por Kitson y Mellon²⁶⁴ (1944) a la longitud de onda en el visible de 460 nm.

Potasio

Se determinó el potasio asimilable extraído mediante una disolución de acetato amónico 1 M a pH 7 por la emisión espectral de la muestra en un fotómetro de llama a 760 nm, para después correlacionar este dato con el valor de su concentración.

Elementos traza o metales pesados

En el mineralizado procedente de la calcinación, se analizó el contenido de B, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn por espectrofotometría de absorción atómica en las mismas condiciones operativas que para el suelo, dibujando para ello una recta de calibrado para cada elemento con patrones apropiados a las condiciones de las muestras.

²⁶⁴ KITSON, R.E. y MELLON, M.G. "Colorimetric determination of P as molibdovanado phosphoric acid". *Ind. Eng. Chem. Anal.*, 1944, vol 16, p. 379-383.

Carbohidratos y clorofilas

Como ya se ha comentado a nivel de estudio preliminar, también se determinan carbohidratos y clorofilas. Los procedimientos para las determinaciones tanto de carbohidratos como de clorofilas son los descritos por Iglesias²⁶⁵ et al. (2001).

Las muestras se extraen con etanol al 80% y se purifican secuencialmente por columnas de intercambio de cationes y aniones rellenas con C_8 -cartridges. La sacarosa, glucosa y fructuosa se analizan con el sistema de HPLC de Water-Millipore (Milford, MA) equipado con una columna de carbohidratos de alta resolución y un refractómetro diferencial R401. El almidón se determina en los restos como glucosa liberada. La clorofila de las hojas se extrajo con N,N-dimetilformamida según el método descrito por Romero²⁶⁶ et al. (1998).

3.6 ENCUESTAS A LOS AGRICULTORES

Para contrastar y corroborar los resultados de los análisis se han realizado encuestas en cada una de las campañas agrícolas. Estas encuestas se han realizado a los agricultores propietarios o arrendatarios de las parcelas telefónica o personalmente.

Los resultados se reflejan en el anejo I que consta de nueve fichas, una por parcela, donde se recoge la información suministrada. En estas fichas figura la parcela y el polígono en que se encuentra, el propietario y su teléfono, la variedad cultivada, producción obtenida, la procedencia del agua, el tipo de abonado empleado y en qué cantidad, el uso de productos fitosanitarios, apreciaciones del agricultor respecto al desarrollo de las plantas: fortaleza del tallo (tendido), coloración y aspecto de las hojas, desarrollo de la panícula, desarrollo del grano, grado de ahijamiento, enfermedades, problemática en alguna fase del desarrollo de la planta, observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta) y otras consideraciones en general.

²⁶⁵ IGLESIAS, D.J., TADEO, F.R., LEGAZ, F., PRIMO-MILLO, E. y TALÓN, M. “*In vivo* sucrose stimulation of chloroplast to chromoplast conversion in citrus fruit epicarp: connections between nutritional”. *Physiologia Plantarum*, 2001, vol. 112, p. 241-254.

²⁶⁶ ROMERO, R., MOYA, J.L., TADEO, F.R., LEGAZ, F., PRIMO-MILLO, E. y TALÓN, M. “Physiological and anatomical disturbances induced by chloride salts in sensitive and tolerant citrus: beneficial and detrimental effects of cations”. *Plant Cell Environ*, 1998, vol. 21, p. 1243-1253.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al efectuar los análisis se obtuvo una serie de datos que se sometieron a un tratamiento estadístico en el que cada parcela se analiza independientemente para obtener las medias de cada una de ellas. El primer paso fue introducir al programa los datos de los seis puntos de cada parcela para después obtener el grado de interacción entre las variables profundidad y de la fecha de recogida de la muestra y los valores medios por parcela que serán los que luego se van a utilizar. Posteriormente, a partir de los valores medios de cada una de las parcelas se buscará la posible relación de linealidad entre las parcelas para los distintos factores.

Previo al análisis de los valores obtenidos hay que tener en cuenta que un exceso de metales pesados en el suelo y en el agua no siempre significa que estén disponibles para la planta, sino que incluso pueden presentar estados carenciales. Esta eventualidad se puede producir en suelos básicos donde los metales pesados permanecen adsorbidos en el complejo arcilloso-húmico o se encuentren en forma de sales insolubles (carbonatos, bicarbonatos y sulfatos principalmente).

En el arroz los minerales contenidos en el grano con cáscara son el fósforo, el potasio, el magnesio, el silicio, el calcio, el cloro, el sodio, el manganeso, el hierro, el aluminio y el zinc²⁶⁷. Por tanto, de los elementos traza contemplados en el estudio los únicos que son útiles para el arroz son el manganeso, el hierro y el zinc.

Los resultados de estos análisis, tanto físicos como químicos, se recogen en las tablas que se presentan en los apartados siguientes. Las muestras fueron tomadas entre marzo de 2001 y septiembre de 2003.

²⁶⁷ Del libro TINARELLI, A. El arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

4.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS Y DE LAS AGUAS

Los **suelos** ensayados son de textura arcillosa, con pH alcalino (en torno a 8,0), salinidades medias que aumentan a lo largo de la línea de riego (con conductividades eléctricas de 0,5 dS/m a 1,7 dS/m), elevado contenido en materia orgánica (de entre 2,5 a 7,2 %), con una relación C/N indicativa de una alta liberación de nitrógeno, contenido en carbonatos totales alto o muy alto (del orden del 28% al 40%) y porcentaje de caliza activa también elevado (en torno 11%).

En cuanto a las **aguas** tienen pH próximos a 7,5, tanto las provenientes de la depuradora como las de la acequia Nova (aunque estas últimas pueden dar valores puntualmente más altos, en torno a 8,2), pero siempre dentro del intervalo de 5,5 a 9,5 que marca la legislación (RD 849/1986), con conductividades eléctricas alrededor de los 2,5 dS/m, son ricas en materia orgánica y nutrientes como nitrógeno (nitrógeno total en torno de los 20 mg/L) y fósforo (con valores de fósforo total cercanos a 2 mg/L llegando incluso a niveles superiores); en general son aguas duras con elevadas concentraciones de calcio y magnesio.

A destacar que, en general, todos los indicadores (tanto de primer orden como de segundo orden y normas combinadas) reflejan que la calidad agronómica de estas aguas es buena, no presentando serios problemas para el riego agrícola.

4.2 PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO

- TEXTURA

Tanto este parámetro como los otros parámetros físicos se determinan en un sólo muestreo siendo válidos para los siguientes.

La textura de estos suelos se obtuvo mediante el método del densímetro, con el siguiente resultado:

COMPONENTE	PARCELA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Limo (%)	36,3	38,7	38,3	37,3	31,3	37,9	36,4	35,3	37,5
Arcilla (%)	47,0	43,7	49,2	52,7	51,2	46,6	49,2	47,1	44,1
Arena (%)	16,7	17,6	12,5	10,0	17,5	15,5	14,4	17,6	18,4
Textura	arcillosa								

Tabla 30: Textura de los suelos.

En la tabla se puede apreciar que, como era lógico, no hay apenas variación en la composición de los elementos que definen la textura de estos suelos. Se trata, por tanto, de suelos **arcillosos**, con una alta proporción de limos y sobre todo de arcillas. Los suelos arcillosos o de textura fina son suelos adherentes, poco aireados, muy difíciles de labrar y con buena capacidad de retención de agua.

- COLOR

Las suelos de las nueve parcelas tienen coloraciones semejantes, en seco todas ellas se podrían describir como **pardo pálido (10YR 6/3)**, en húmedo dos de ellas (parcelas 4 y 5) se englobarían como de color **pardo (10YR 5/3)** y el resto de **pardo a pardo oscuro (10YR 4/3)**.

- HUMEDAD

La determinación del grado de humedad de la muestra es importante en sí mismo dado que el agua es esencial para la planta. Los resultados medios obtenidos para cada parcela en el primer muestreo fueron:

HUMEDAD	PARCELA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
(%)	4,1	3,2	3,6	3,9	4,2	3,4	4,1	3,5	4,3

Tabla 31: Porcentaje de humedad de los suelos.

El contenido de humedad de estos suelos se encuentra en el rango habitual de suelos arcillosos sometidos a largos periodos de inundación.

4.3 PH

SUELOS

Los datos obtenidos del pH de cada suelo se resumen en el cuadro siguiente:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	8,1	8,3	8,1	8,3	8,1	8,2
1 (10-20cm)	8,2	8,2	8,6	8,5	8,3	8,3
1 (20-30cm)	8,3	8,2	8,6	8,6	8,4	8,4
2 (0-10cm)	8,2	8,0	8,5	8,3	7,8	7,7
2 (10-20cm)	8,2	8,1	8,6	8,5	8,1	8,0
2 (20-30cm)	8,3	8,2	8,6	8,6	8,1	8,1
3 (0-10cm)	7,9	8,0	8,2	8,3	8,0	8,1
3 (10-20cm)	8,0	8,1	8,4	8,5	8,3	8,4
3 (20-30cm)	7,8	8,1	8,4	8,3	8,1	8,4
4 (0-10cm)	7,9	8,0	8,1	8,3	7,9	8,0
4 (10-20cm)	7,9	8,1	8,4	8,6	7,9	8,1
4 (20-30cm)	8,0	8,1	8,5	8,7	7,9	8,1
5 (0-10cm)	7,8	7,9	8,0	8,2	7,8	7,9
5 (10-20cm)	7,9	8,0	8,3	8,4	7,9	8,0
5 (20-30cm)	7,8	8,0	8,1	8,4	8,1	8,0
6 (0-10cm)	7,8	7,9	8,5	8,6	7,7	7,7
6 (10-20cm)	7,9	8,0	8,6	8,7	7,9	8,0
6 (20-30cm)	7,8	8,2	8,5	8,6	8,0	8,0
7 (0-10cm)	8,0	8,0	8,3	8,4	7,6	7,6
7 (10-20cm)	8,0	8,2	8,2	8,3	8,3	8,4
7 (20-30cm)	8,0	8,1	8,1	8,3	8,2	8,4
8 (0-10cm)	7,7	8,0	7,9	8,2	7,7	8,0
8 (10-20cm)	7,7	8,1	8,2	8,6	8,2	8,5
8 (20-30cm)	7,7	8,1	8,3	8,5	8,2	8,5
9 (0-10cm)	8,1	8,2	8,1	8,2	7,7	7,8
9 (10-20cm)	8,2	8,3	8,4	8,5	8,4	8,4
9 (20-30cm)	8,3	8,3	8,5	8,6	8,5	8,5

Tabla 32: pH en suelos.

Los valores de pH obtenidos corresponden en su mayoría a suelos considerados como **moderadamente básicos (7,8 a 8,5)**. Aunque alguna de

las determinaciones de los suelos supera ligeramente estos valores otros resultados obtenidos de los mismos suelos en distintos momentos vuelven a encontrarse dentro de este rango.

En este estudio el pH no sólo es importante en sí mismo, sino también porque de él va a depender la mayor o menor disponibilidad de los elementos aportados por las aguas de riego. A los valores de pH obtenidos en los análisis de estos suelos, el nitrógeno y el fósforo están perfectamente disponibles para la planta, lo mismo que el calcio y el magnesio. Sin embargo la disponibilidad del potasio disminuye entre el pH 7,5 y 8,5 rango donde se encuentran la mayor parte de suelos estudiados. La mayoría de los metales para este rango de pH se encuentran en forma de sales poco solubles, siendo solubles a pH ácidos como ocurre con el hierro o el manganeso, de ahí que sea poco probable encontrar problemas de toxicidad en las plantas provocados por los elementos traza. Mayor solubilidad a estos pH tienen las sales de zinc y más aún las de molibdeno²⁶⁸.

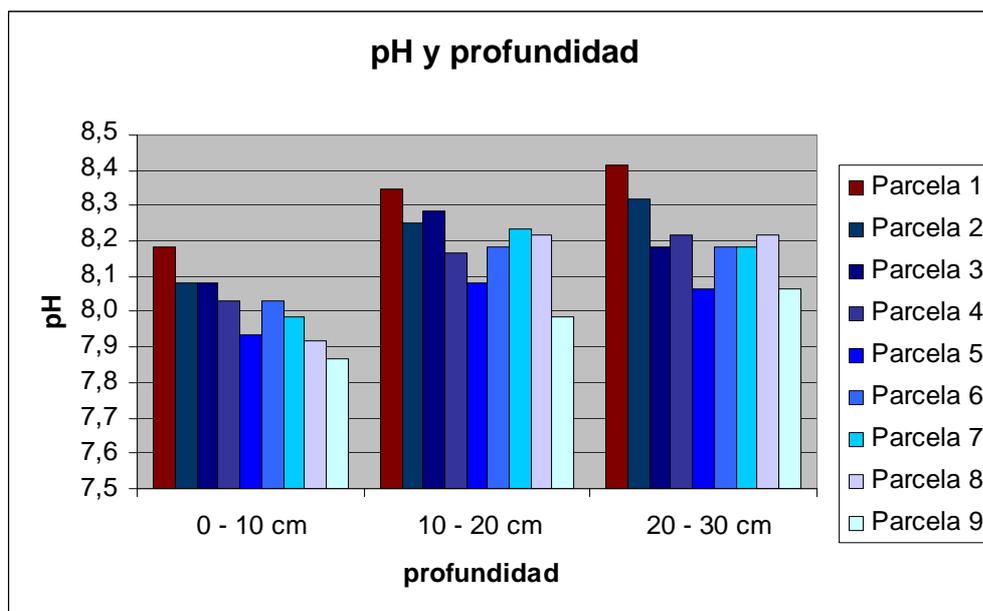


Figura 16: pH del suelo en función de su profundidad.

Aunque no se puede establecer una relación clara parece que el pH aumenta ligeramente con la profundidad en la mayoría de las parcelas, también parece aumentar ligeramente después de la cosecha pero no se puede establecer a este respecto una relación nítida tampoco pues dependerá del tiempo

²⁶⁸ Vide nota 267.

transcurrido desde que se han desecado las tierras y se tomaron las muestras. Sí que parece apreciarse una disminución del pH conforme se avanza a lo largo de la línea de riego. En la figura siguiente se visualiza esta relación considerando distancias reales a la depuradora siguiendo el recorrido del agua hasta las parcelas:

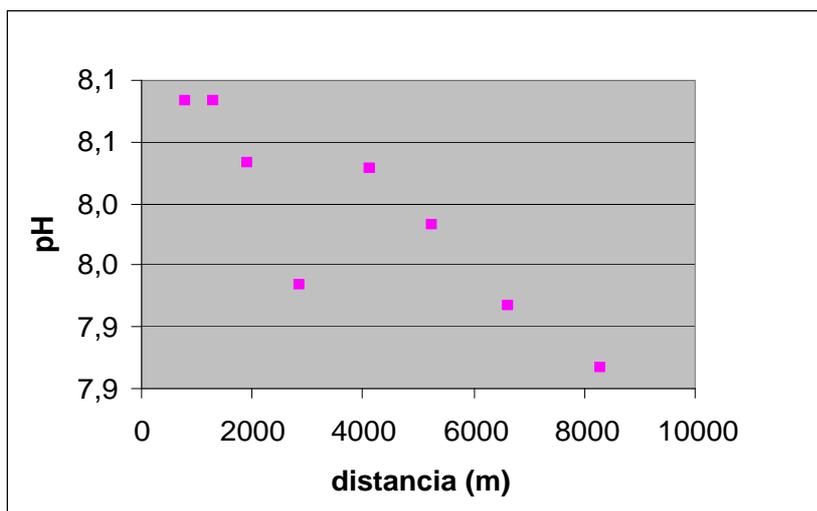


Figura 17: pH de las sales en función de la distancia a la salida de la depuradora (el primer punto se refiere a la parcela 2 y así hasta el último que hace referencia a la 9).

Como se aprecia en la gráfica tampoco parece haber una relación clara entre el pH y la distancia a la depuradora a lo largo de la línea de riego por su interacción con el suelo, si que parece que éste aumenta de nuevo una vez se mezclan las aguas con las de otra procedencia en la parcela 6; pero tampoco se puede hacer una afirmación rotunda al observar los resultados en la tabla y comparándolas con distintos puntos de muestreo de cada parcela.

AGUAS

Los datos de las aguas encuentran en la tabla siguiente. Fuera de la época de la cosecha no se han recogido datos de agua dentro de la parcela.

Tanto en la tabla como en la gráfica siguiente se constata, en las parcelas y en las acequias, que el pH es mayor en los últimos campos en los que las acequias reciben aportes de la Albufera.

Parcela y acequia	2001 junio	2001 diciembre	2002 junio	2002 diciembre	2003 junio
Favara	7,6	7,7	7,8	7,7	7,4
Depuradora	7,2	7,6	7,4	7,6	7,5
1 Parcela	7,7	-----	7,7	-----	7,5
1 Acequia	7,7	7,3	7,5	7,5	7,4
2 Parcela	7,6	-----	7,6	-----	7,6
2 Acequia	7,7	7,8	7,4	7,6	7,7
3 Parcela	7,7	-----	7,8	-----	7,6
3 Acequia	7,7	7,8	7,6	7,8	7,8
4 Parcela	7,5	-----	7,5	-----	7,7
4 Acequia	7,7	7,7	7,7	7,8	7,7
5 Parcela	7,6	-----	7,6	-----	7,5
5 Acequia	7,7	7,8	7,6	7,8	7,4
6 Parcela	8,0	-----	8,0	-----	7,9
6 Acequia	7,9	8,0	7,8	8,0	8,0
7 Parcela	8,0	-----	7,9	-----	7,9
7 Acequia	7,9	8,0	7,9	8,0	7,9
8 Parcela	8,0	-----	8,0	-----	7,9
8 Acequia	7,9	7,7	7,7	7,9	7,6
9 Parcela	7,9	-----	7,8	-----	8,0
9 Acequia	8,0	8,0	7,7	7,9	8,1

Tabla 33: pH de las aguas en cada parcela.

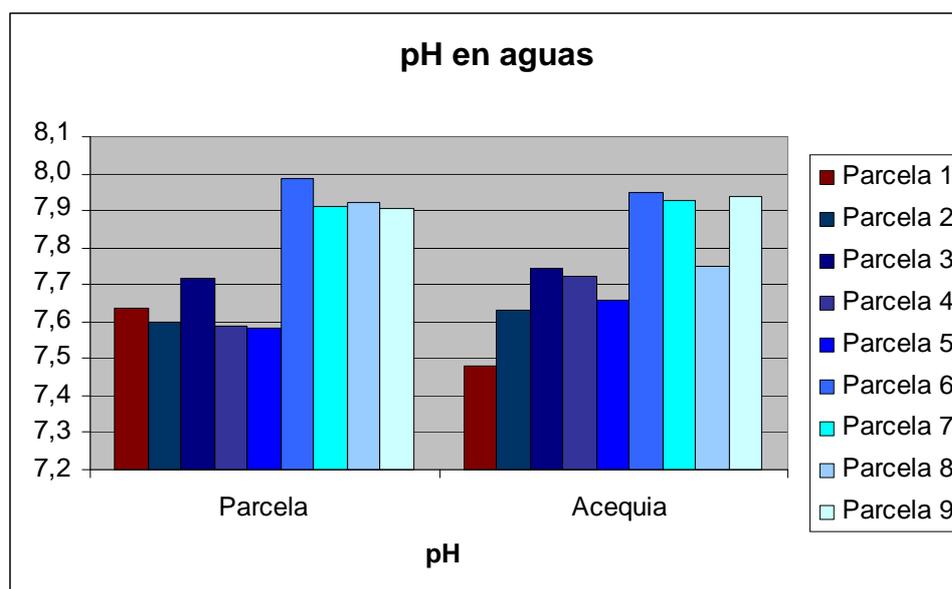


Figura 18: pH de las aguas tanto de las acequias como de las distintas parcelas.

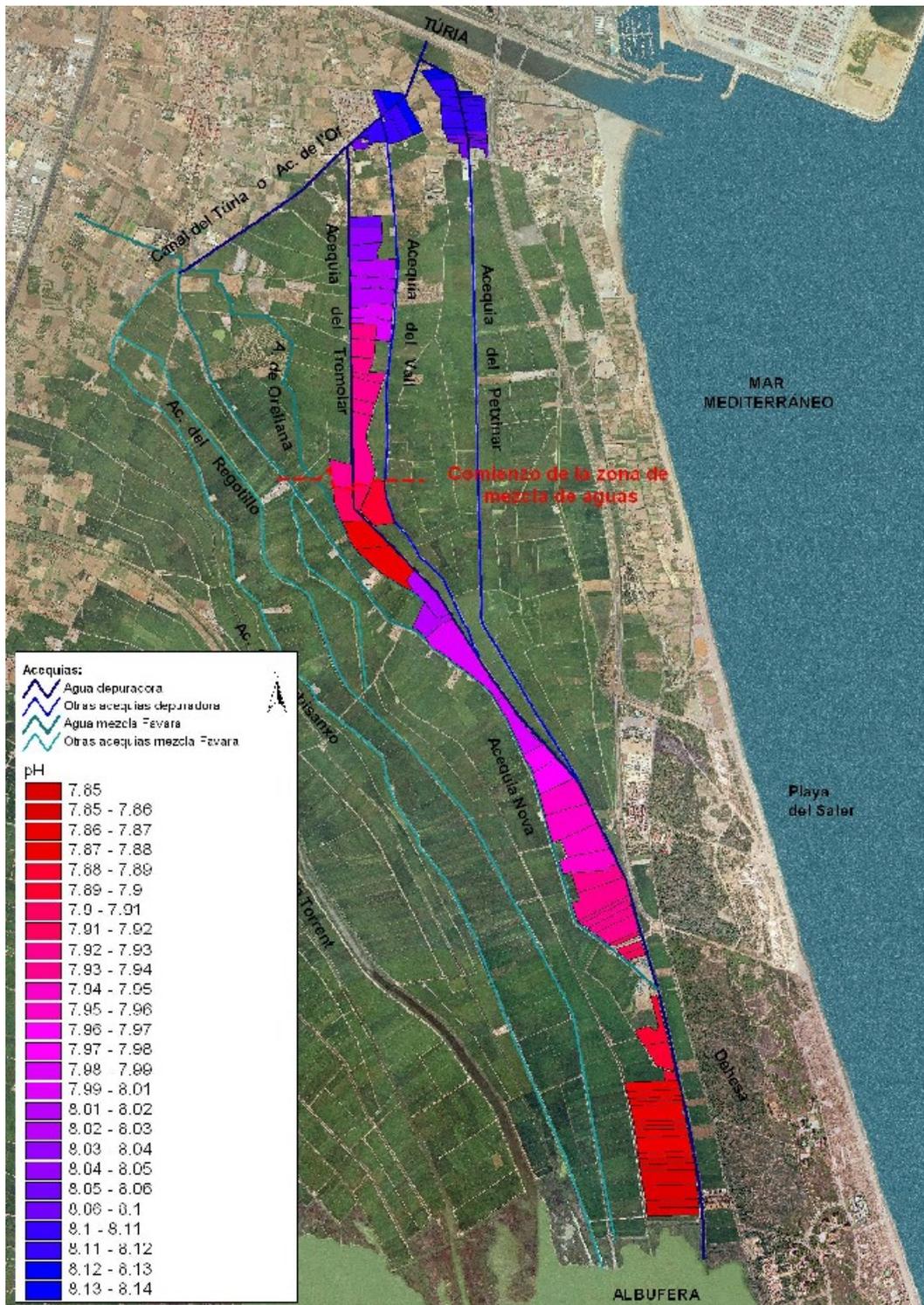


Figura 19: Evolución del pH a lo largo de la línea de riego.

4.4 CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

SUELOS

La conductividad eléctrica se tomó a partir del extracto acuoso y los resultados obtenidos en dS/m son:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	0,566	0,449	0,668	0,559	0,771	0,645
1 (10-20cm)	0,545	0,475	0,684	0,657	0,824	0,791
1 (20-30cm)	0,551	0,510	0,560	0,520	0,550	0,520
2 (0-10cm)	0,696	0,724	0,884	0,754	1,072	0,914
2 (10-20cm)	0,728	0,677	0,951	0,851	1,175	0,896
2 (20-30cm)	0,783	0,730	0,800	0,760	0,810	0,790
3 (0-10cm)	1,218	1,046	1,432	1,074	1,090	0,818
3 (10-20cm)	1,103	0,962	1,137	1,043	1,171	1,074
3 (20-30cm)	1,046	0,912	1,079	0,930	1,070	1,010
4 (0-10cm)	1,496	0,980	1,618	1,467	1,741	1,532
4 (10-20cm)	1,649	0,913	1,758	1,586	1,649	1,517
4 (20-30cm)	1,391	0,912	1,280	1,090	1,320	1,160
5 (0-10cm)	1,837	1,385	1,905	1,779	1,972	1,721
5 (10-20cm)	1,518	1,228	1,680	1,543	1,841	1,691
5 (20-30cm)	2,002	1,619	1,957	1,602	1,911	1,756
6 (0-10cm)	2,059	1,038	2,036	1,793	2,012	1,772
6 (10-20cm)	2,126	1,022	1,874	1,856	1,998	1,544
6 (20-30cm)	2,294	1,156	2,010	1,604	1,727	1,399
7 (0-10cm)	1,395	1,172	1,788	1,548	1,952	1,690
7 (10-20cm)	1,454	1,390	1,648	1,486	1,842	1,661
7 (20-30cm)	1,672	1,597	1,746	1,633	1,884	1,883
8 (0-10cm)	1,774	1,543	1,892	1,789	2,010	1,901
8 (10-20cm)	2,006	2,093	1,976	1,937	2,141	1,927
8 (20-30cm)	1,742	1,817	1,849	1,769	1,955	1,760
9 (0-10cm)	1,635	1,125	2,176	1,702	2,171	1,845
9 (10-20cm)	1,772	1,112	1,934	1,905	2,041	1,972
9 (20-30cm)	1,716	1,180	1,759	1,900	1,950	1,820

Tabla 34: Conductividad eléctrica en suelos.

Como se observa en la tabla los suelos tienen salinidades medias que aumentan a lo largo de la línea de riego (con conductividades eléctricas de 0,5 dS/m a 2,1 dS/m). Estos valores de conductividad se encuentran siempre por debajo de las salinidades que se consideran tolerables en suelos para el cultivo del arroz y muy por debajo de los niveles tóxicos. Como apuntan Perason y Berstein²⁶⁹ para la variedad "caloro" en Estados Unidos en la fase sensible del espigado se consideran niveles aceptables 2 dS/m y tóxicos a partir de los 4 dS/m, tolerando niveles superiores en otras fases.

Por otro lado, a partir de los resultados parece que existe una relación entre la salinidad y el momento del ciclo del cultivo en el que se ha realizado el análisis del suelo, por eso tiene sentido ver esta relación de forma gráfica:

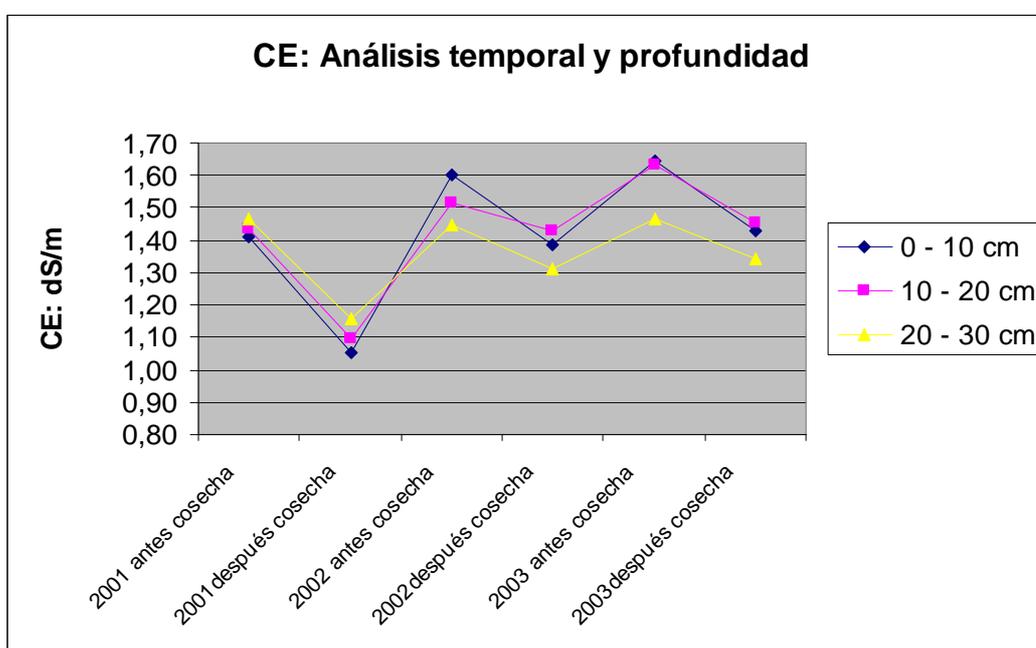


Figura 20: Conductividad eléctrica en suelos para las tres profundidades a lo largo de las tres campañas del cultivo.

Se aprecia que la salinidad decrece después de la cosecha, de manera más significativa cuanto más en superficie se ha tomado la muestra; esto parece que se debe a la absorción de sales por parte de las raíces del cultivo, ya que las variaciones de salinidad son menos pronunciadas cuando se supera en profundidad la zona de influencia de las raíces.

²⁶⁹ En INTEGRATED pest management for Rice. Second Edition. Oakland: University of California, 1992.

Se puede decir que los suelos analizados no presentan, en general a corto plazo, problemas de salinidad, dada su textura y conductividad eléctrica, aunque habría que ver si los valores de sodio extraído en algunos pueden implicar que tengan un carácter ligeramente salino.

Si se relaciona la media de la conductividad en los 10 cm superficiales del suelo con la distancia de la depuradora a la parcela se obtiene la siguiente gráfica:

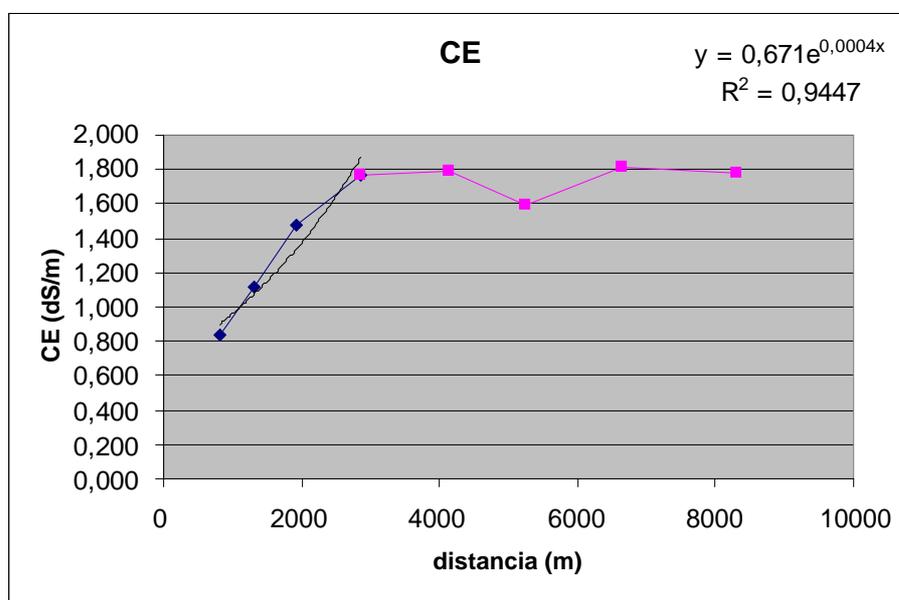


Figura 21: Conductividad eléctrica de cada suelo en función de la distancia a la depuradora (el primer punto se refiere a la parcela 2 así hasta la 9).

Como se observa en la gráfica, en las cuatro primeras parcelas que reciben agua de la depuradora la conductividad eléctrica aumenta de manera progresiva conforme lo hace la distancia a ella para luego estabilizarse a partir de la parcela 6 en la que las aguas de la parcela se mezclan con otras aguas de mala calidad. Si se intenta ajustar las cuatro parcelas que reciben agua de la depuradora la conductividad en función de la distancia a una exponencial se obtiene la curva $y=0,671e^{0,0004x}$. Este ajuste presenta un $R^2=0,9447$ lo que es bastante aceptable, donde la "y" es la conductividad eléctrica en dS/m y "x" es la distancia en metros.

AGUAS

Los resultados de la conductividad eléctrica en agua a lo largo de los tres años se presentan a continuación:

Parcela y acequia	2001 junio	2001 diciembre	2002 junio	2002 diciembre	2003 junio
Favara	1,95	1,55	1,75	1,73	1,87
Depuradora	1,90	1,96	1,88	1,61	1,92
1 Parcela	1,98	-----	1,94	----	2,32
1 Acequia	1,97	1,80	1,80	1,87	1,97
2 Parcela	1,99	-----	2,26	-----	2,53
2 Acequia	1,94	1,99	2,12	2,27	2,11
3 Parcela	1,99	-----	2,50	-----	2,43
3 Acequia	1,96	1,92	2,20	2,18	2,07
4 Parcela	2,00	-----	2,43	-----	2,66
4 Acequia	1,97	1,93	2,10	2,11	2,04
5 Parcela	2,11	-----	2,49	-----	2,67
5 Acequia	2,15	2,34	2,19	1,93	2,04
6 Parcela	2,78	-----	2,93	-----	2,88
6 Acequia	2,44	2,53	2,45	2,08	2,26
7 Parcela	3,35	-----	3,40	-----	3,56
7 Acequia	3,18	2,99	2,90	2,08	2,63
8 Parcela	2,88	-----	3,15	-----	3,22
8 Acequia	2,22	2,76	2,40	2,30	2,05
9 Parcela	2,67	-----	2,77	-----	2,37
9 Acequia	2,47	2,55	2,57	2,08	2,07

Tabla 35: Conductividad eléctrica de las aguas en dS/m.

La conductividad eléctrica de las aguas, al igual que ocurre con los suelos, aumenta a lo largo de la línea de riego, tanto en las acequias como en parcela, sobre todo a partir de mezclarse las aguas con otras de distinta procedencia, observándose un pico en la parcela 7.

A la vista de los resultados de los suelos y de las aguas parece que predomina el arrastre de sales en horizontal sobre el lavado en vertical.

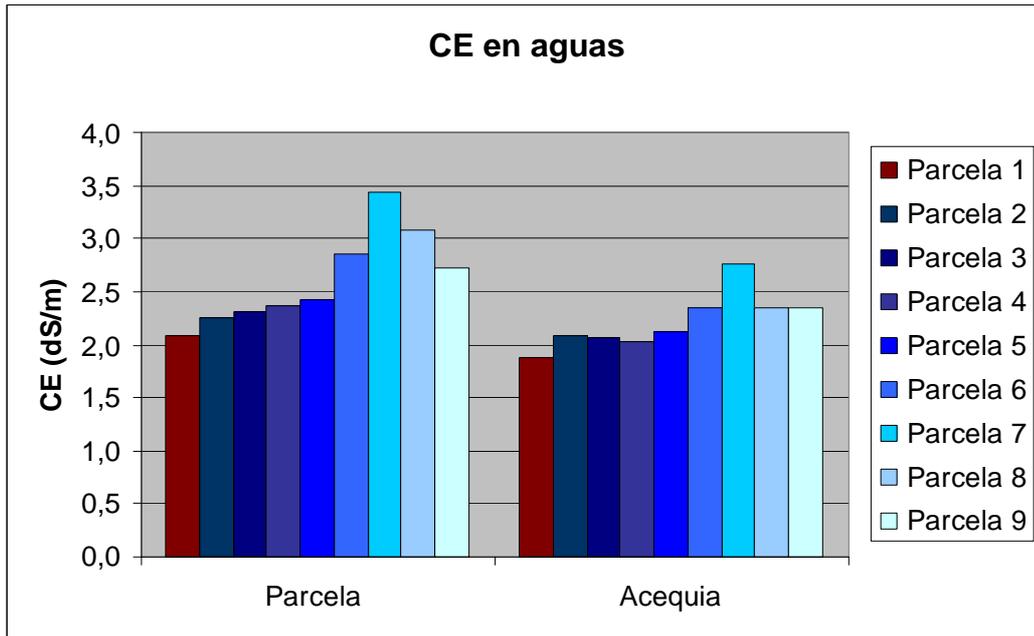


Figura 22: Conductividad eléctrica de las aguas en dS/m.

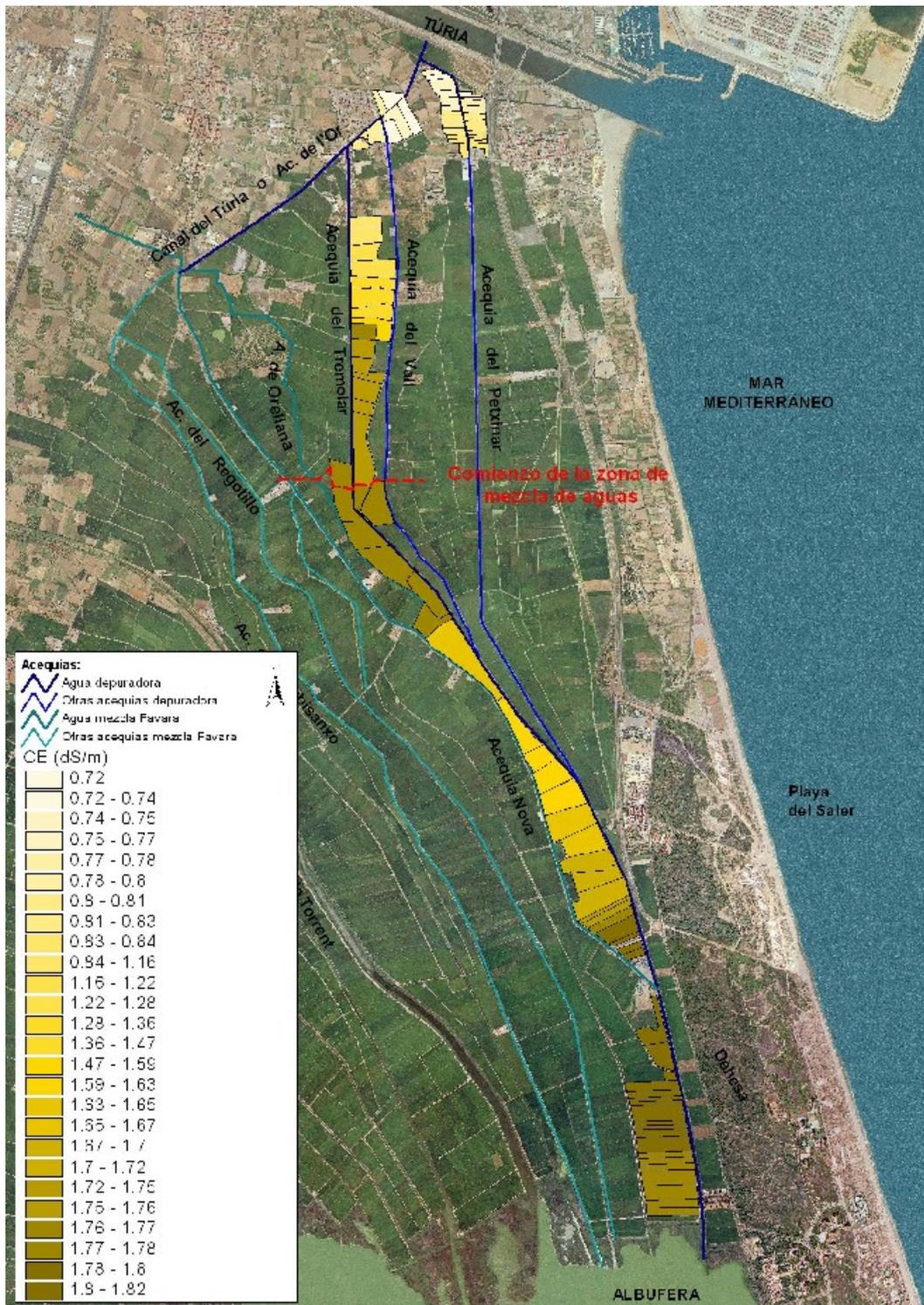


Figura 23: Evolución de la conductividad eléctrica a lo largo de la línea de riego.

4.5 MATERIA ORGÁNICA

SUELOS

Los resultados de la materia orgánica en el suelo en los 30 cm superficiales a lo largo de los tres años del estudio se muestran a continuación. En general son suelos con un elevado contenido en materia orgánica (de entre 2,5 a 7,2 %):

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	3,320	3,814	3,734	6,427	2,607	4,487
1 (10-20cm)	2,360	2,844	2,624	6,060	2,414	5,575
1 (20-30cm)	1,670	2,452	1,857	2,457	1,708	2,578
2 (0-10cm)	4,930	6,161	4,106	5,945	3,282	4,752
2 (10-20cm)	4,710	5,118	4,044	5,656	3,378	4,725
2 (20-30cm)	2,780	3,240	2,315	3,237	2,234	3,654
3 (0-10cm)	7,020	7,333	3,798	3,535	3,474	5,243
3 (10-20cm)	5,930	6,722	3,009	3,342	3,089	4,434
3 (20-30cm)	3,880	3,860	1,998	2,145	1,828	2,846
4 (0-10cm)	5,190	6,331	4,323	2,089	3,457	4,673
4 (10-20cm)	4,390	5,302	4,348	3,053	4,306	3,024
4 (20-30cm)	3,270	3,440	1,945	1,996	2,638	2,733
5 (0-10cm)	7,180	9,238	4,559	7,873	5,053	8,726
5 (10-20cm)	5,130	8,339	3,789	5,849	3,535	5,457
5 (20-30cm)	4,760	3,024	3,022	3,044	2,820	3,374
6 (0-10cm)	6,270	6,711	4,710	6,234	3,149	5,205
6 (10-20cm)	6,170	6,330	4,611	6,042	3,053	4,023
6 (20-30cm)	4,120	4,657	3,095	3,124	2,049	2,080
7 (0-10cm)	5,900	6,604	5,151	6,427	4,403	7,352
7 (10-20cm)	4,280	4,959	4,149	4,499	4,017	5,278
7 (20-30cm)	3,010	3,125	2,918	3,041	2,205	3,234
8 (0-10cm)	8,160	8,892	5,751	5,945	3,342	5,462
8 (10-20cm)	6,990	7,276	4,539	5,463	2,089	3,745
8 (20-30cm)	3,010	2,905	1,955	2,068	1,899	1,900
9 (0-10cm)	6,210	7,385	4,158	4,976	2,107	4,798
9 (10-20cm)	4,850	5,872	3,382	3,856	1,914	2,978
9 (20-30cm)	2,640	2,603	1,768	1,934	1,745	1,978

Tabla 36: Materia orgánica en los diferentes suelos.

Como cabría esperar, se observa una disminución del porcentaje de materia orgánica con la profundidad. También se constata en la tabla que después del ciclo del cultivo el contenido de materia orgánica aumenta, lo que parece indicar que son mayores los aportes de materia orgánica por los restos del cultivo al suelo que las pérdidas que supone el consumo por las plantas y la mineralización natural.

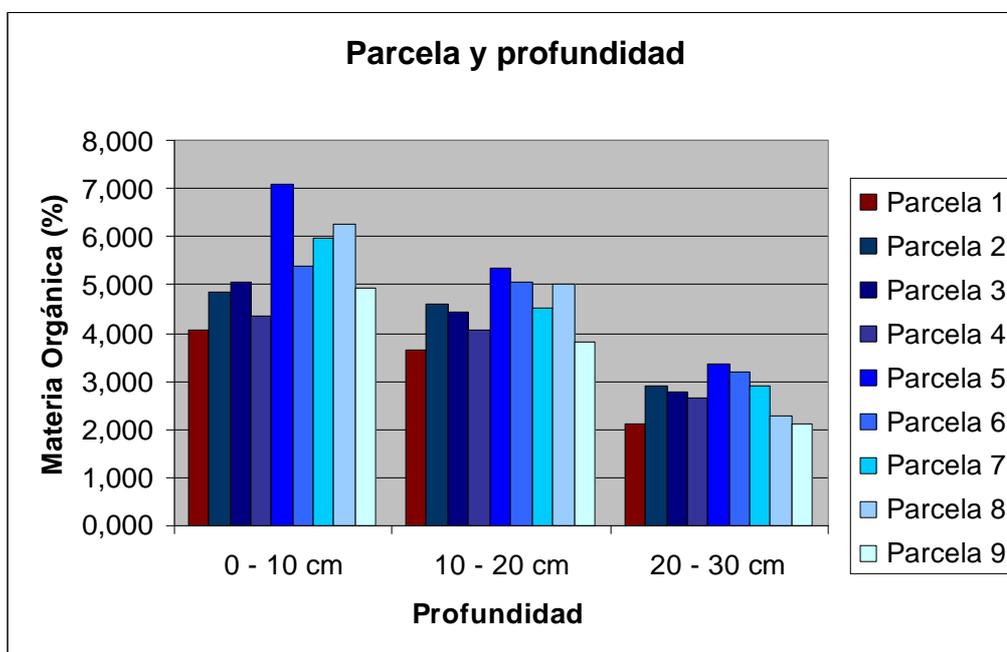


Figura 24: Porcentaje de materia orgánica en las parcelas en cada una de las tres profundidades.

Asimismo, se observa que a lo largo de la línea de riego no hay ningún tipo de relación respecto a la materia orgánica, aumentando y disminuyendo sin ninguna correspondencia aparente, aunque sí que en cada parcela se mantiene la disminución con la profundidad. Ello se aprecia cuando se representa el % de materia orgánica teniendo en cuenta las distancias reales de las acequias que las riegan a la depuradora.

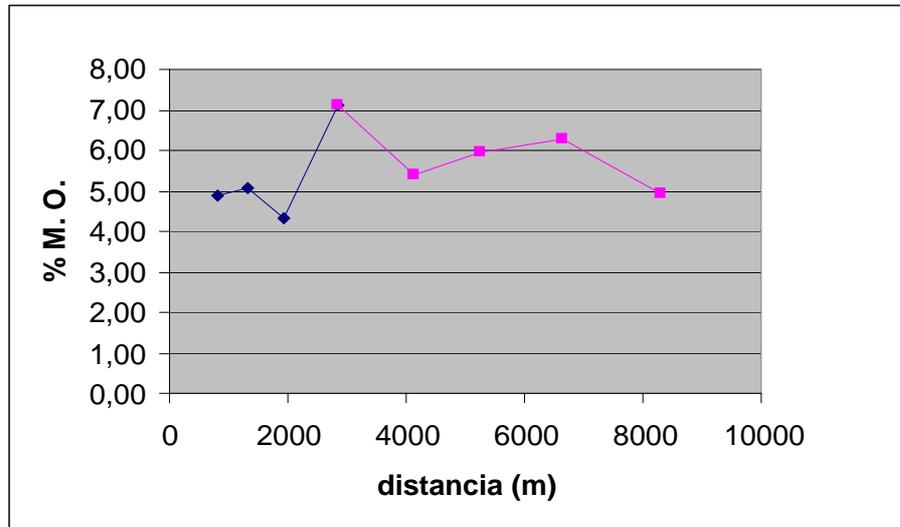


Figura 25: Porcentaje de materia orgánica a lo largo de la línea de riego en función de la distancia a la salida de la depuradora.

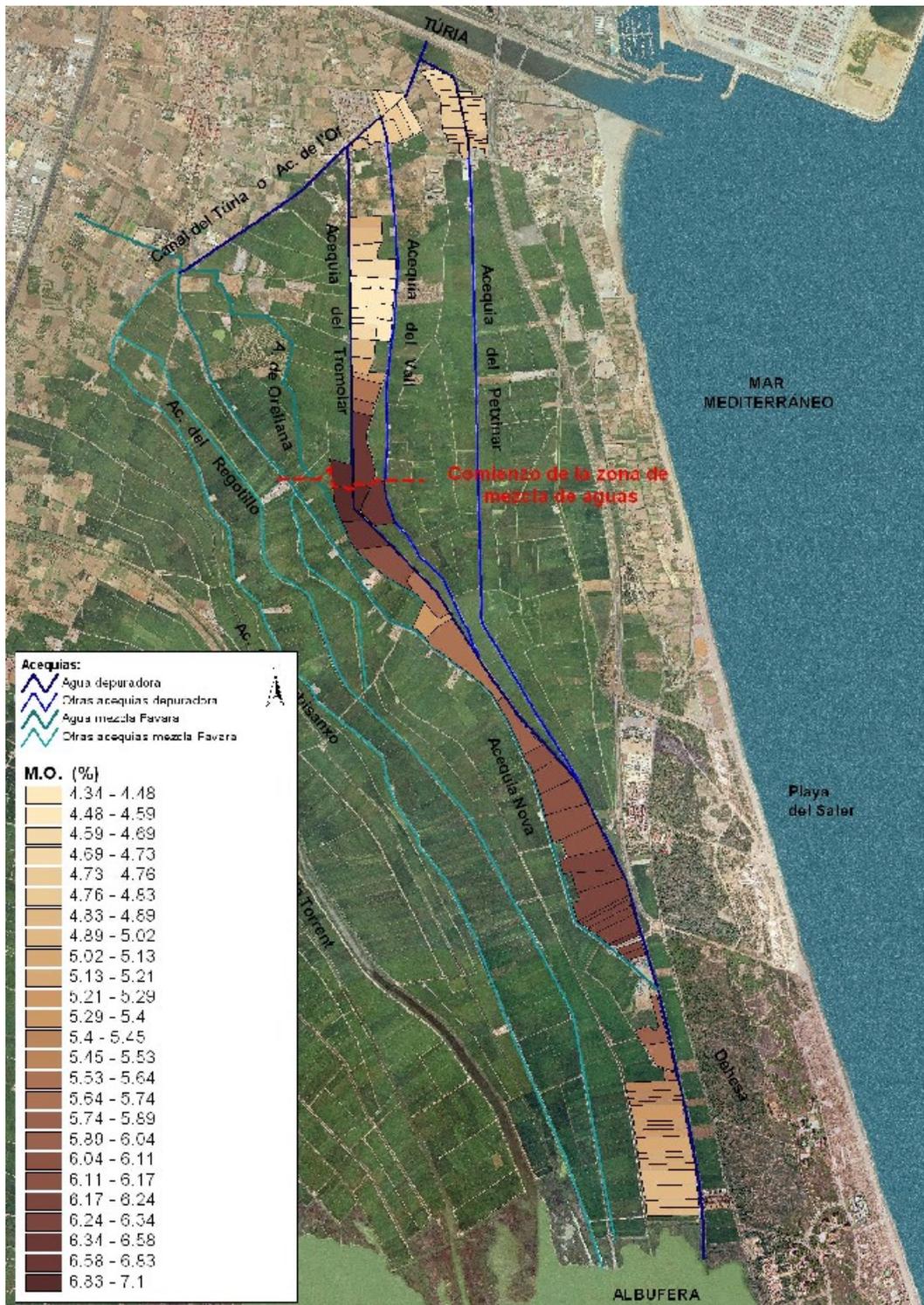


Figura 26: Evolución de la materia orgánica a lo largo de la línea de riego.

4.6 NITRÓGENO

SUELOS

Los valores medios de nitrógeno en los suelos expresados en porcentajes se muestran en la tabla siguiente:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	0,18	0,12	0,27	0,26	0,32	0,29
1 (10-20cm)	0,16	0,07	0,26	0,22	0,37	0,31
1 (20-30cm)	0,07	0,05	0,19	0,14	0,18	0,16
2 (0-10cm)	0,23	0,29	0,47	0,45	0,30	0,29
2 (10-20cm)	0,28	0,25	0,30	0,22	0,32	0,24
2 (20-30cm)	0,33	0,16	0,21	0,17	0,19	0,18
3 (0-10cm)	0,41	0,19	0,44	0,42	0,46	0,44
3 (10-20cm)	0,34	0,15	0,38	0,29	0,42	0,32
3 (20-30cm)	0,29	0,11	0,23	0,21	0,24	0,19
4 (0-10cm)	0,25	0,35	0,51	0,48	0,33	0,31
4 (10-20cm)	0,19	0,40	0,34	0,30	0,35	0,31
4 (20-30cm)	0,33	0,21	0,26	0,18	0,16	0,16
5 (0-10cm)	0,42	0,34	0,62	0,49	0,49	0,39
5 (10-20cm)	0,32	0,42	0,56	0,55	0,36	0,34
5 (20-30cm)	0,28	0,22	0,35	0,27	0,24	0,18
6 (0-10cm)	0,31	0,11	0,35	0,37	0,39	0,42
6 (10-20cm)	0,28	0,11	0,31	0,35	0,35	0,38
6 (20-30cm)	0,30	0,10	0,17	0,15	0,22	0,21
7 (0-10cm)	0,31	0,27	0,36	0,32	0,40	0,36
7 (10-20cm)	0,25	0,18	0,30	0,55	0,35	0,42
7 (20-30cm)	0,21	0,14	0,17	0,24	0,22	0,18
8 (0-10cm)	0,34	0,44	0,40	0,23	0,46	0,27
8 (10-20cm)	0,35	0,43	0,35	0,36	0,35	0,42
8 (20-30cm)	0,32	0,19	0,23	0,11	0,26	0,17
9 (0-10cm)	0,34	0,37	0,39	0,29	0,45	0,33
9 (10-20cm)	0,25	0,34	0,36	0,24	0,46	0,31
9 (20-30cm)	0,22	0,18	0,21	0,15	0,24	0,16

Tabla 37: Nitrógeno (%) en los diferentes suelos.

A partir de los datos Se observa que el porcentaje de nitrógeno disminuye con la profundidad. El contenido de nitrógeno en todos los suelos en los dos niveles más superficiales es superior al 0,2 % lo que se puede considerar alto o muy alto (supera el 0,4 %) o con otras denominaciones se pueden considerar suelos ricos y bastante ricos en nitrógeno, sin llegar prácticamente nunca al nivel de suelos riquísimos en nitrógeno (más de 0,5 %). En general, en la mayor parte de los niveles de profundidad el nitrógeno se puede considerar normal.

La tabla refleja las variaciones de nitrógeno en las parcelas durante los tres años. Los niveles de nitrógeno en los suelos se deben al balance entre las ganancias y las pérdidas. Las pérdidas de nitrógeno son: la lixiviación (que en suelos arcillosos como los del estudio no es muy importante), la volatilización, la desnitrificación, la erosión del suelo y el consumo de las plantas. Por otro lado las ganancias de nitrógeno son la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo, la deposición atmosférica, los residuos de los cultivos (a las que hay que añadir los abonos y fertilizantes), y en este caso el aporte de las aguas de riego. Este último aporte es el que realmente se pretende cuantificar en el balance global.

Observando las gráficas siguientes se constata que durante este tiempo el balance final de nitrógeno es positivo lo que parece indicar, a pesar de que se producen descensos después del cultivo, que las ganancias de nitrógeno son mayores que las pérdidas:

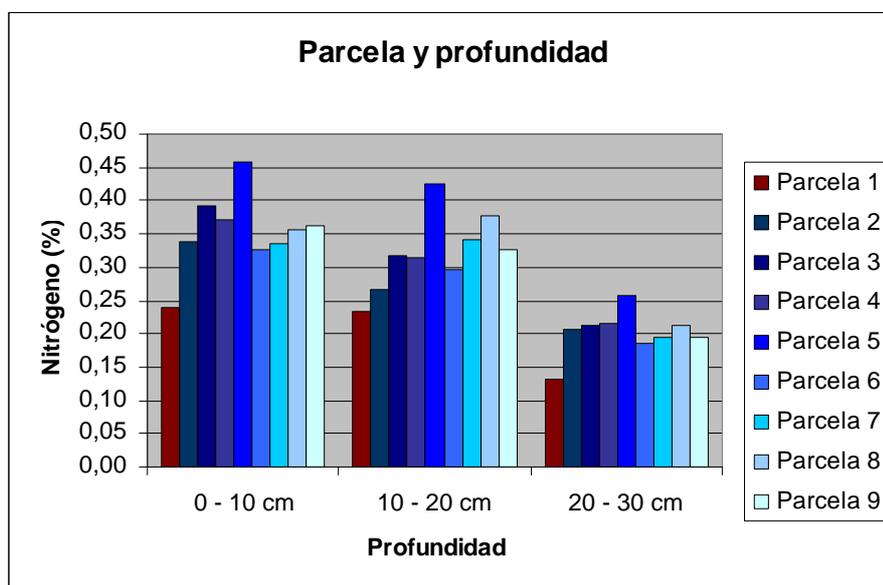


Figura 27: Nitrógeno (%) en función de las parcelas y de la profundidad.

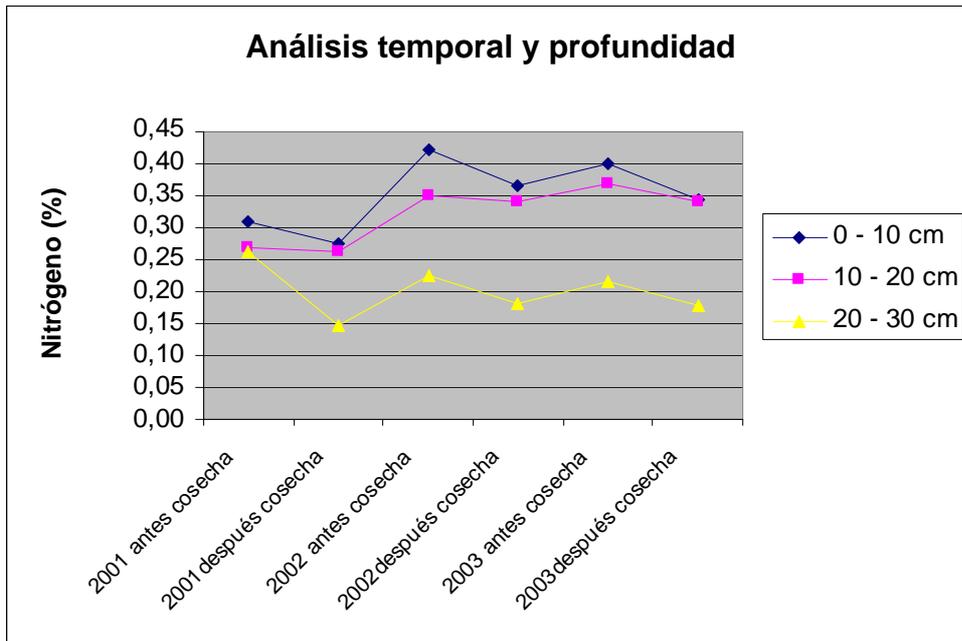


Figura 28: Nitrógeno (%) en los suelos durante los tres años del estudio.

Si se tiene en cuenta la distancia desde la depuradora hasta la entrada de agua de las parcelas se puede representar la figura siguiente:

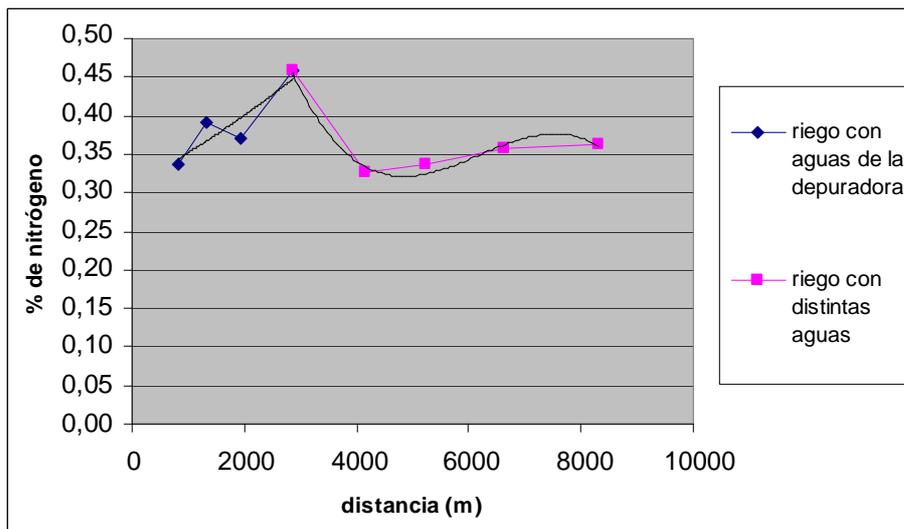


Figura 29: Porcentaje de nitrógeno a lo largo de la línea de riego en función de la distancia a la salida de la depuradora.

Se ha intentado buscar una correlación entre las distancias y el contenido el nitrógeno en los suelos regados básicamente con las aguas de la depuradora (parcelas de la 2 a la 5, es decir, los cuatro primeros puntos de la gráfica

anterior); aproximando la línea de puntos a una exponencial se obtiene la siguiente expresión $y=0,3096e^{0,0001x}$, donde "y" es el porcentaje de nitrógeno y "x" es la distancia.

AGUAS

Los valores de nitrógeno total en las aguas según el método Kjeldahl en mg/L se muestran a continuación:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5A	6A	7 ^a	8A	9A
En el campo	17,65	31,83	22,61	21,12	18,47	16,42	14,99	13,47	7,31
En la acequia	8,35	24,08	19,59	14,49	13,53	8,70	6,71	6,42	5,47

Tabla 38: Nitrógeno (mg/L) en las aguas.

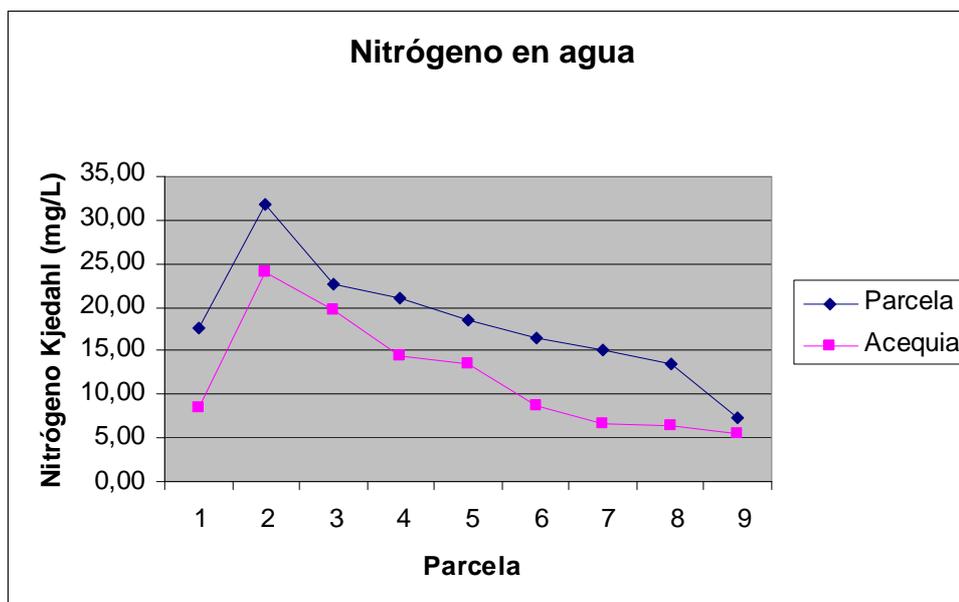


Figura 30: Nitrógeno en agua en parcelas y acequias.

Como se aprecia en la figura los niveles de nitrógeno de las aguas procedentes de la acequia de Favara (parcela 1) son bastante menores que las efluentes de la depuradora. Los niveles elevados de nitrógeno en la parcela 2 decrecen, tanto en la acequia como en las parcelas, conforme se avanza en la línea de riego en dirección a la Albufera.

Los niveles de nitrógeno en agua son menores en las acequias que en el agua de las parcelas.

PLANTA

Los valores de nitrógeno en planta en % se muestran a continuación:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	1,06	0,79	1,28	0,64	0,49	0,66	0,68
2	1,07	0,78	1,30	0,85	1,52	0,72	0,89
3	1,13	0,79	1,13	0,75	1,28	1,14	0,99
4	1,22	1,01	1,05	0,63	1,12	0,79	0,91
5	1,02	1,01	0,98	0,84	1,24	1,03	0,78
6	1,00	0,55	1,13	0,46	0,70	0,47	0,59
7	1,19	0,66	0,38	0,60	0,98	0,84	0,80
8	1,04	0,67	1,11	0,92	1,12	0,97	0,88
9	1,04	0,75	1,14	0,79	0,88	0,56	0,79

Tabla 39: Nitrógeno (%) en la planta en madurez.

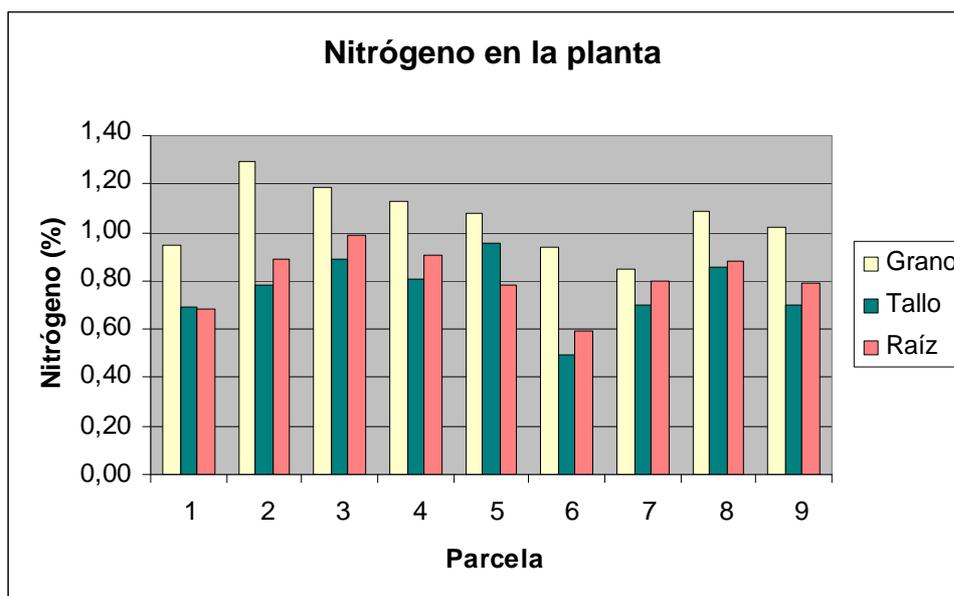


Figura 31: Valores de nitrógeno en la planta en el momento de la cosecha.

Como se observa en la gráfica a partir de los datos de la tabla y comparando con la bibliografía consultada^{270,271}, los valores de nitrógeno en grano entran dentro de la normalidad o ligeramente superiores a estos valores, sin embargo los valores en raíces, en tallo y hojas presentan concentraciones que se consideran normales, en concreto en las plantas regadas directamente con aguas de la depuradora. De ahí que en muchas de las parcelas se observa el tendido del cultivo como consecuencia del desarrollo excesivo del tallo a concentraciones altas de nitrógeno (véase apartado 4.11.2).

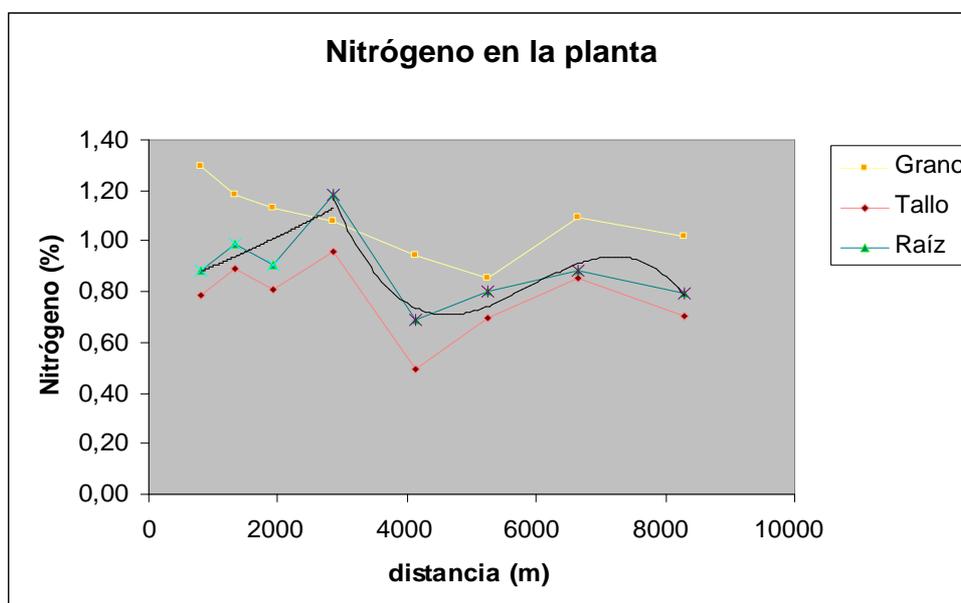


Figura 32: Nitrógeno en la planta a lo largo de la línea de riego.

Curiosamente al representar en nitrógeno en la planta en función de la distancia la tendencia que se observa para el nitrógeno en la raíz es muy similar a la del nitrógeno en los diez primeros centímetros del suelo, si bien no guarda relación con lo que ocurre en el grano. En la figura la línea negra representa la línea de tendencia a la que se aproximan los valores puntuales del nitrógeno en las raíces. Se observa que a partir de la parcela 5 la línea se aproxima a una polinómica de tercer grado, pero para las primeras parcelas, las que reciben agua de la depuradora, se aproxima a una exponencial ($y=0,7986e^{0,0001x}$, donde "y" es el porcentaje de nitrógeno y "x" es la distancia) cuyo exponente es el mismo que el del nitrógeno en suelos.

²⁷⁰ TINARELLI, A. El Arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

²⁷¹ DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

En resumen y para finalizar, hay que decir que como puede apreciarse todas las parcelas, en especial las regadas con las aguas de la depuradora, tienen un alto contenido en nitrógeno. Alto contenido suministrado por las concentraciones de las aguas de riego y por el abonado, a pesar de las recomendaciones de no abonado por parte de las administraciones. Estas altas concentraciones en nitrógeno tienen la ventaja de no necesitar abonado nitrogenado, aunque esto es relativo como ya se observó pues puede haber un exceso en los momentos que la planta no lo necesita y un déficit en los estados vegetativos de máximas necesidades. Sin embargo, un exceso puede suponer como ya se apuntó el que se tienda el cultivo, de ahí el cada vez mayor empleo de variedades de pequeño desarrollo como la fonsa, a la vez en diversos estudios se ha observado un incremento de muchas enfermedades como la Pyricularia (Osca et al²⁷², 2001).

²⁷² OSCA, J.M., CASTELL, V., MARZAL, A., GARGALLO, P. y GÓMEZ, D. “Influencia de la fertilización y dosis de siembra en el desarrollo de enfermedades en el arroz en Valencia (España). En II Encuentro Internacional del Arroz. La Habana, 2001.

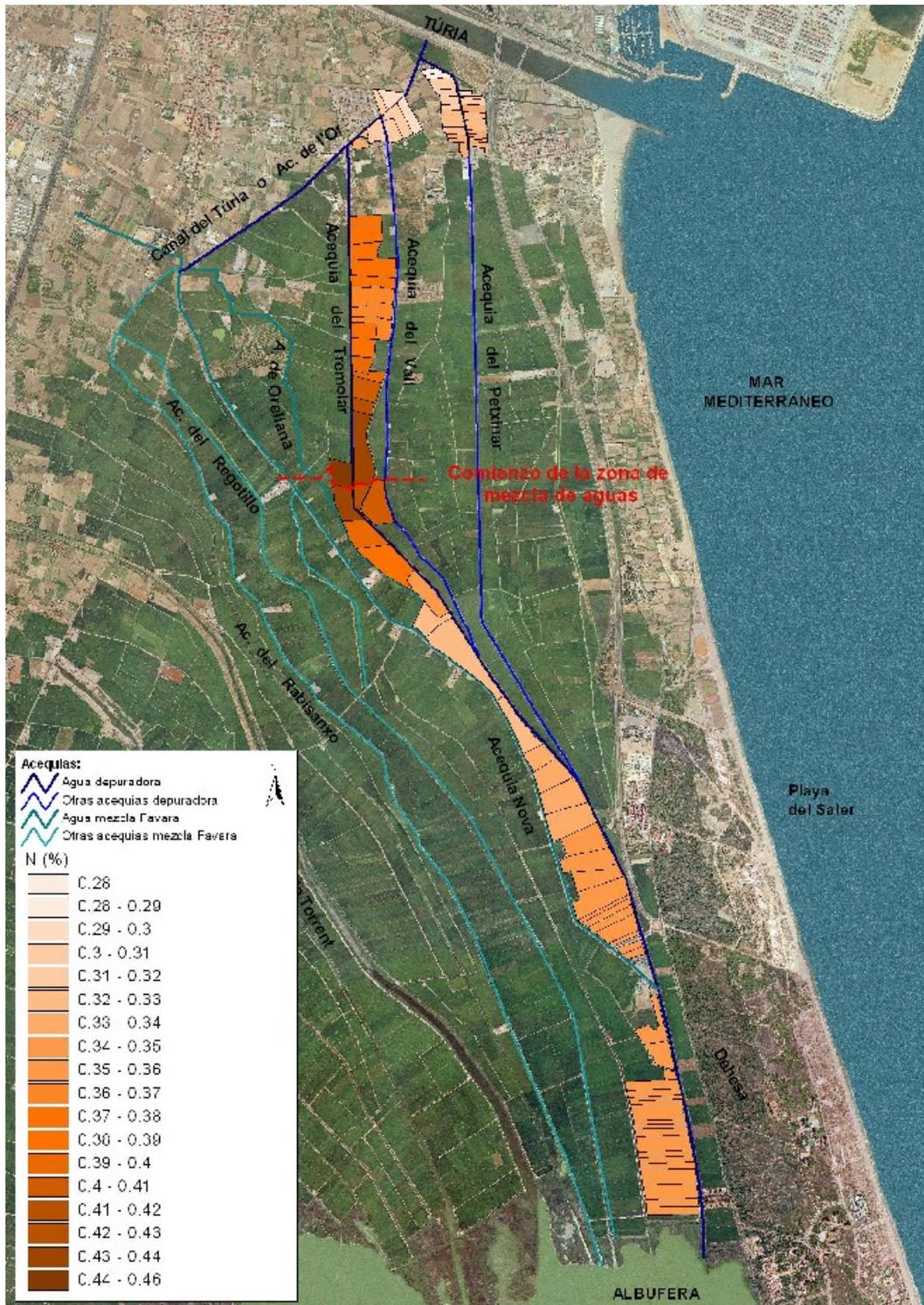


Figura 33: Evolución del nitrógeno a lo largo de la línea de riego.

4.7 FÓSFORO

SUELOS

En la siguiente tabla se representan los valores medios de fósforo en las parcelas en mg P₂O₅/kg ss (en suelo seco):

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	21,12	9,53	15,66	20,39	30,20	39,32
1 (10-20cm)	14,42	8,43	14,58	22,54	28,75	30,23
1 (20-30cm)	8,92	4,56	7,57	9,21	7,89	6,01
2 (0-10cm)	19,96	34,03	32,98	24,22	45,99	33,77
2 (10-20cm)	10,77	26,44	29,82	20,15	48,86	33,02
2 (20-30cm)	9,65	13,29	10,02	11,41	18,57	14,34
3 (0-10cm)	18,01	35,42	31,52	24,70	45,03	35,28
3 (10-20cm)	9,31	28,61	29,11	24,22	33,31	27,71
3 (20-30cm)	5,49	12,65	10,57	10,96	17,55	12,57
4 (0-10cm)	24,15	25,66	26,11	25,39	28,06	27,29
4 (10-20cm)	17,47	15,83	22,49	22,78	27,52	27,87
4 (20-30cm)	9,60	6,55	8,46	12,10	13,47	12,76
5 (0-10cm)	15,14	32,30	33,96	24,70	22,78	16,57
5 (10-20cm)	9,05	27,42	28,23	27,57	25,41	24,81
5 (20-30cm)	6,36	11,21	11,26	9,24	11,46	10,99
6 (0-10cm)	16,46	22,29	24,57	22,06	38,44	34,52
6 (10-20cm)	11,72	18,14	21,61	22,78	31,50	33,21
6 (20-30cm)	8,89	10,64	10,45	9,73	11,00	9,65
7 (0-10cm)	14,71	26,79	27,08	25,41	27,43	25,74
7 (10-20cm)	9,51	8,81	18,11	23,26	26,71	34,30
7 (20-30cm)	8,97	10,57	11,54	10,00	10,10	8,94
8 (0-10cm)	16,93	23,86	23,49	22,06	20,15	18,93
8 (10-20cm)	9,93	17,56	17,71	17,76	23,50	23,55
8 (20-30cm)	7,81	9,03	8,46	8,93	9,23	9,00
9 (0-10cm)	15,27	33,12	25,51	23,09	17,76	16,07
9 (10-20cm)	11,29	23,40	16,03	21,23	20,39	22,78
9 (20-30cm)	10,14	12,08	11,41	9,82	8,27	7,64

Tabla 40: Fósforo (mg P₂O₅/kg ss) en los suelos.

Las aguas residuales contienen considerables concentraciones de fósforo. Sin embargo, para los pH de estos suelos (véase apartado 4.2) superiores a 7,5 disminuye la disponibilidad de este elemento, debido a que el calcio forma compuestos insolubles. Aún así, se puede decir que las concentraciones de fósforo en estos suelos se encuentran dentro de los valores medios para campos de cultivo, como se aprecia en la tabla anterior.

Los resultados de la tabla manifiestan una acumulación de fósforo en los suelos con el tiempo, en concreto se aprecian variaciones en los primeros 20 cm, sin embargo se observan oscilaciones en el contenido de fósforo de unos suelos a otros. Los flujos de fósforo en el suelo pueden estar influenciados por la cantidad de materia orgánica y por los óxidos de hierro y aluminio, dado que de ello depende la capacidad de retención de fósforo para cada uno de los suelos. Según Lyons et al²⁷³ (1998), los niveles de fósforo en un suelo aumentan cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica y menores los niveles de hierro y aluminio. Por ello se busca una posible relación entre estos valores con los obtenidos en este estudio para la materia orgánica y el hierro en los diferentes suelos.

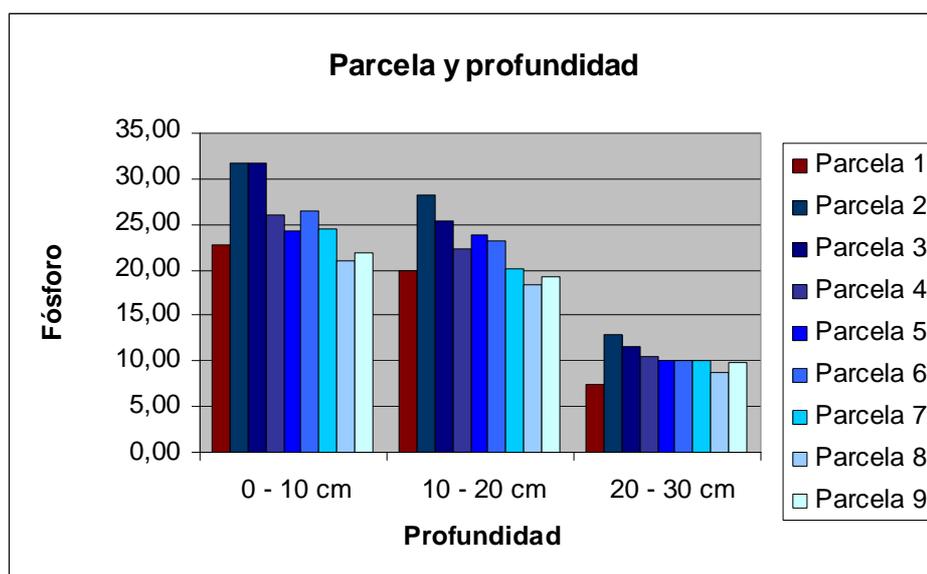


Figura 34: Fósforo (mg P₂O₅/kg ss) en función de la profundidad y de la parcela.

²⁷³ LYONS, J.B., GÖRRES, J.H. y AMADOR, J.A. "Spatial and temporal variability of phosphorous retention in riparian forest soil". *Journal of Environmental Quality*, 1998, vol. 27, p. 895-903.

Como se aprecia en la figura el fósforo decrece con la profundidad de una manera muy similar a como lo hace la materia orgánica lo que indica que sí podría existir alguna influencia. Sin embargo, si se intenta buscar una correlación entre la materia orgánica y el fósforo no se obtiene claramente ninguna, lo que sugiere que los aportes más importantes de fósforo y materia orgánica tienen un origen distinto y no relacionado.

Aunque no se puede hablar de una variación clara entre los contenidos de fósforo antes y después de la cosecha, sí que se puede decir que el efecto de las plantas es mantener la concentración de la mayor parte de los nutrientes como en este caso, que ya es mucho, y puede evitar el abonado o reducirlo.

Representación de los resultados medios del fósforo obtenidos en los primeros diez centímetros de suelo en función de la distancia a la depuradora:

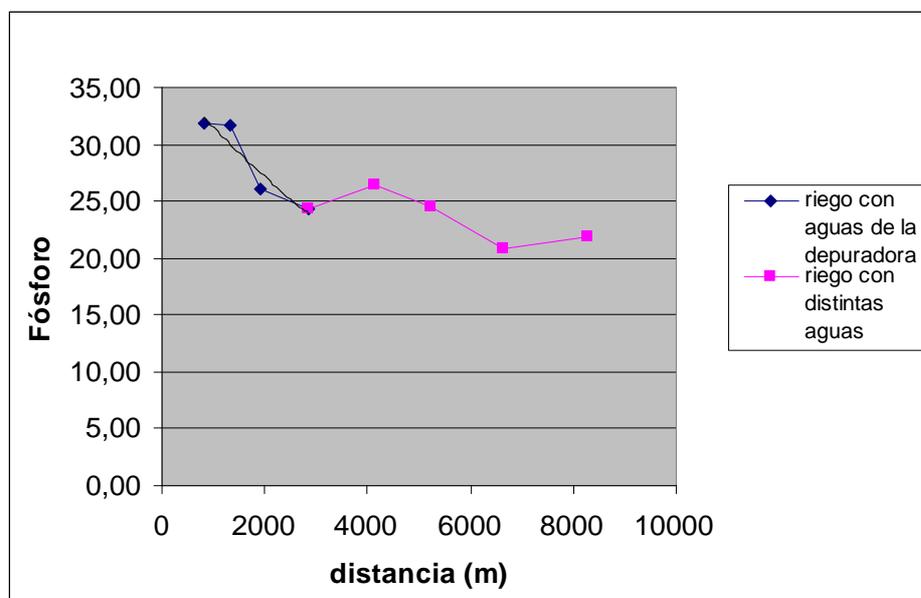


Figura 35: Fósforo (mg P₂O₅/kg ss) en la capa superior de suelo a lo largo de la línea de riego.

En la figura anterior se pone de manifiesto que la concentración de fósforo disminuye a lo largo de la línea de riego por efecto de la absorción de los suelos y los vegetales. Si entre la parcela 2 y la 5, los cuatro primeros puntos de la gráfica, se aproxima la tendencia a una exponencial la expresión que se obtiene es $y=36,524e^{-0,0001x}$, donde "y" es el porcentaje de nitrógeno y "x" es la distancia, la r^2 es de 0,899.

AGUAS

Los valores de fósforo total en las aguas en mg/L se indican a continuación:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5A	6A	7A	8A	9A
En el campo	2,28	3,22	2,08	2,14	1,67	1,05	4,04	1,36	0,54
En la acequia	0,74	2,43	1,98	1,47	1,37	0,98	0,54	0,57	0,33

Tabla 41: Fósforo en el agua (mg/L).

Se observa que los niveles de fósforo que aporta la depuradora son bastante elevados, superiores a los de la parcela regada por la acequia de Favara. Por lo general, los niveles son mayores en las parcelas que en la acequia. Sin embargo, parece que las concentraciones de fósforo se reducen a lo largo de la línea de riego, disminuyendo conforme avanza por cada parcela al igual que ocurre en los suelos; como excepción aparece el valor anormalmente alto que se observa en la parcela 7.

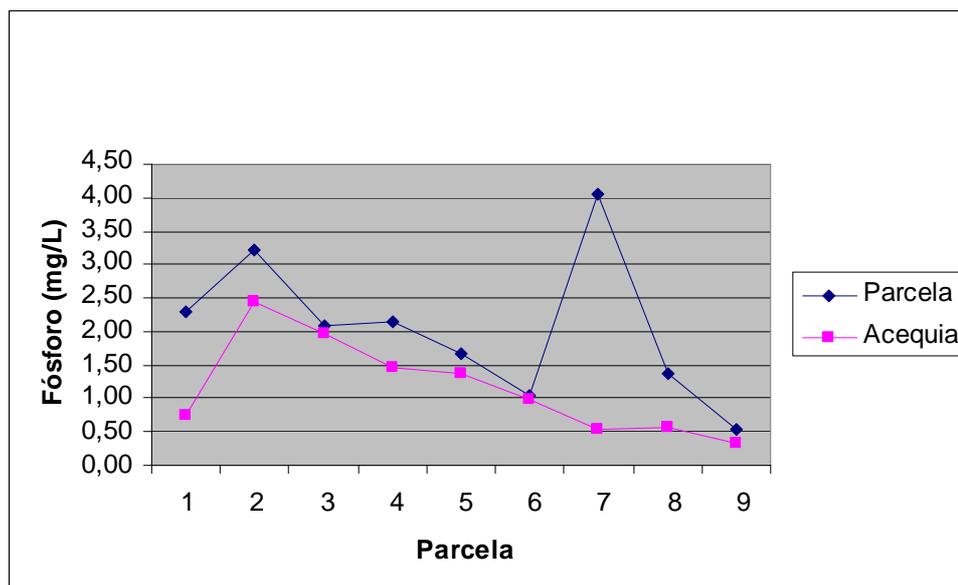


Figura 36: Fósforo en el agua de las parcelas y de las acequias en mg/L.

PLANTA

Los valores del fósforo en la planta en % se muestran a continuación:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	0,58	0,35	0,83	0,37	1,10	0,46	0,51
2	0,87	0,46	0,74	0,43	0,99	0,56	0,58
3	0,91	0,35	0,91	0,29	0,74	0,38	0,50
4	0,73	0,79	0,66	0,30	1,09	0,42	0,57
5	0,92	0,25	0,75	0,38	1,03	0,21	0,49
6	0,52	0,65	0,51	0,32	1,10	0,40	0,48
7	0,86	0,39	0,67	0,22	1,00	0,44	0,50
8	0,71	0,38	0,79	0,36	1,12	0,32	0,51
9	0,70	0,47	0,77	0,28	1,17	0,36	0,52

Tabla 42: Fósforo en la planta en su madurez.

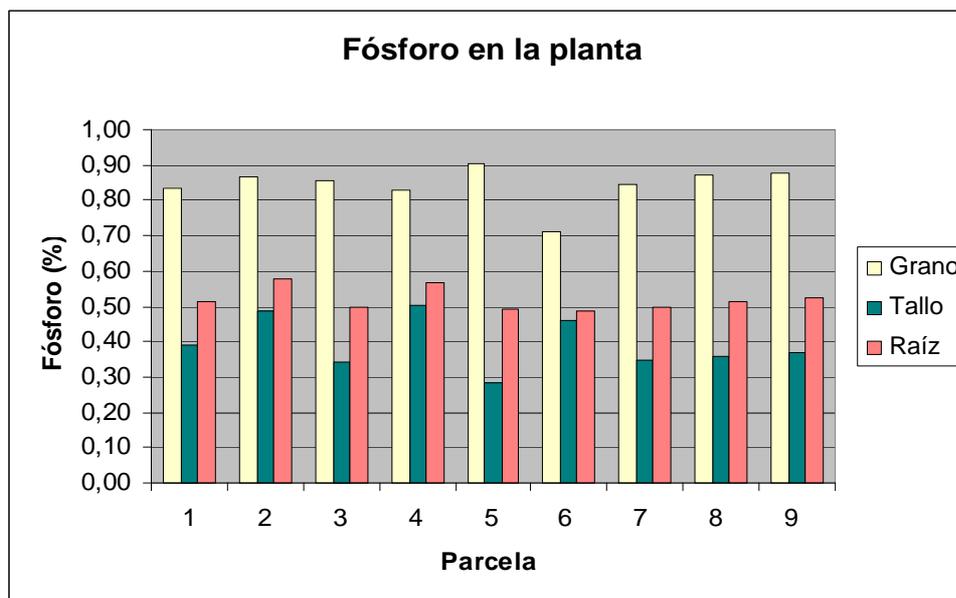


Figura 37: Fósforo en la planta (madurez) para cada una de las parcelas.

A partir de la bibliografía^{274,275}, y como en el caso del nitrógeno, las concentraciones de fósforo en la planta son superiores a las que se consideran normales. Pero en el caso del fósforo son los valores en el grano los que superan

²⁷⁴ Vide nota 270.

²⁷⁵ Vide nota 271.

a los indicados frente a los valores de tallo y raíces que sólo sobrepasan los valores considerados normales, aunque sin llegar al 1% en grano que ya se consideraría tóxico. Como se aprecia en la gráfica la mayor parte del fósforo se encuentra en el grano.

Por otro lado, si bien el aumento de los niveles de fósforo en la planta está relacionado con altas concentraciones de fósforo en suelos y aguas no se puede establecer una correlación clara entre el nivel de fósforo en el suelo y el nivel de fósforo en la planta, a diferencia de lo que ocurría al comentar el caso del nitrógeno.

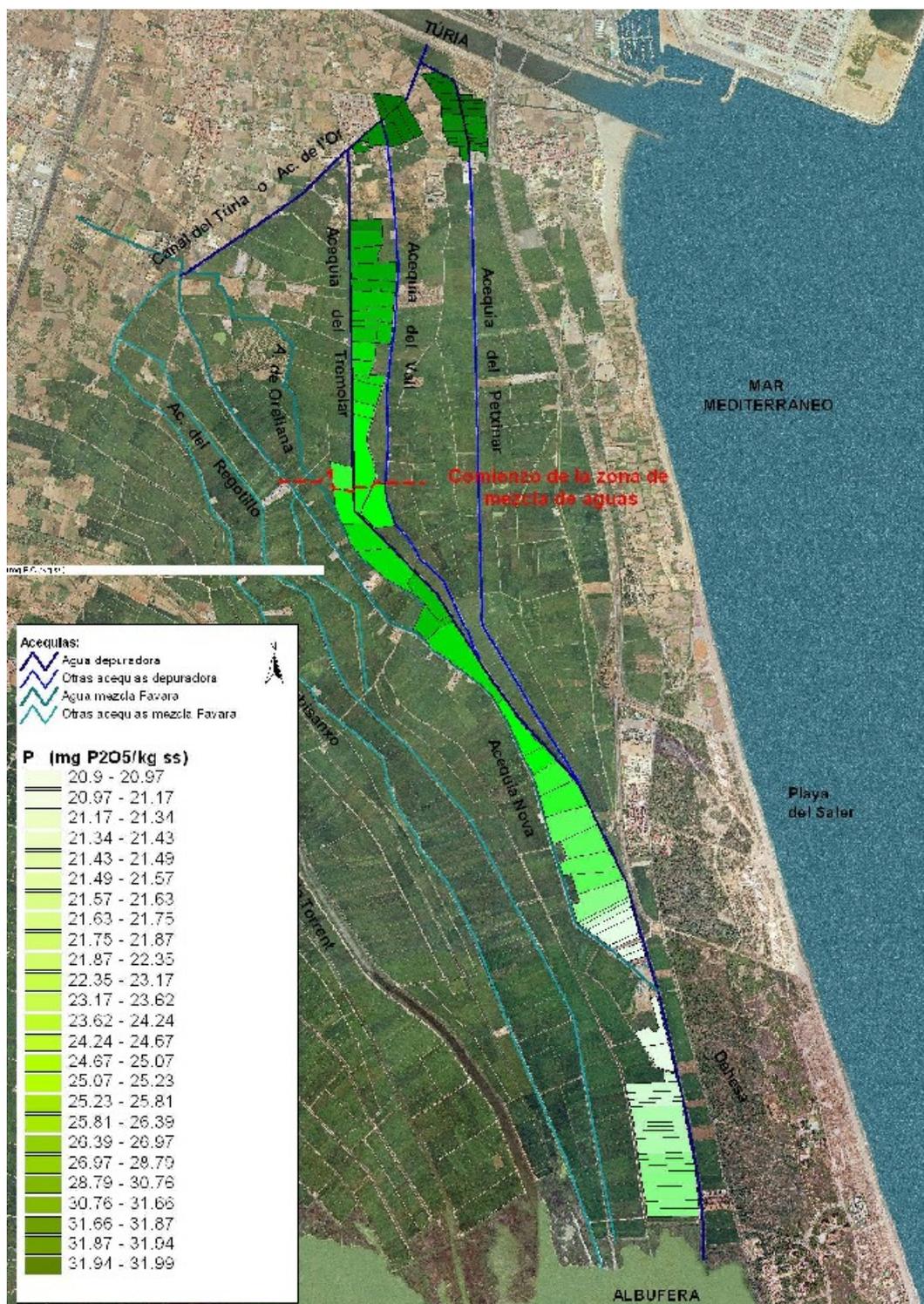


Figura 38: Evolución del fósforo a lo largo de la línea de riego.

4.8 POTASIO

SUELOS

Valores de potasio en suelos en mg K₂O/100 g suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	23,70	20,71	28,66	27,80	17,52	17,00
1 (10-20cm)	23,04	19,46	32,01	30,25	23,10	21,83
1 (20-30cm)	22,09	19,30	20,50	26,88	16,33	14,80
2 (0-10cm)	36,47	33,21	28,32	27,45	20,16	19,55
2 (10-20cm)	40,38	32,98	35,70	34,79	31,01	30,23
2 (20-30cm)	48,57	34,37	30,65	30,31	26,85	24,85
3 (0-10cm)	29,15	27,81	34,48	28,85	39,81	33,31
3 (10-20cm)	28,20	26,49	37,01	28,80	32,48	29,57
3 (20-30cm)	22,74	35,63	48,18	30,03	34,83	38,48
4 (0-10cm)	44,87	42,96	39,85	21,86	34,83	19,11
4 (10-20cm)	43,67	40,62	39,98	20,81	36,29	18,89
4 (20-30cm)	49,13	42,64	39,22	23,42	38,13	18,54
5 (0-10cm)	38,73	32,82	36,63	32,70	34,53	30,82
5 (10-20cm)	35,41	35,61	32,19	29,20	28,96	26,28
5 (20-30cm)	38,12	32,30	33,11	31,44	33,99	27,03
6 (0-10cm)	35,56	29,98	29,33	18,72	23,10	20,30
6 (10-20cm)	36,28	33,11	25,29	15,92	14,30	12,84
6 (20-30cm)	44,73	37,71	22,40	19,63	29,05	16,10
7 (0-10cm)	35,44	28,30	35,13	28,85	34,83	28,60
7 (10-20cm)	34,29	30,46	33,68	32,00	33,07	21,56
7 (20-30cm)	34,57	28,66	30,45	29,41	31,75	19,49
8 (0-10cm)	35,85	29,53	35,34	26,41	34,83	26,02
8 (10-20cm)	34,86	29,23	29,71	26,76	24,56	22,12
8 (20-30cm)	44,39	29,96	32,79	27,62	29,28	24,41
9 (0-10cm)	37,23	27,94	33,10	25,72	28,96	22,51
9 (10-20cm)	36,83	32,67	28,47	31,75	29,60	21,08
9 (20-30cm)	35,12	35,63	28,84	30,27	27,32	21,35

Tabla 43: Valores potasio en suelos en mg K₂O/100 ss.

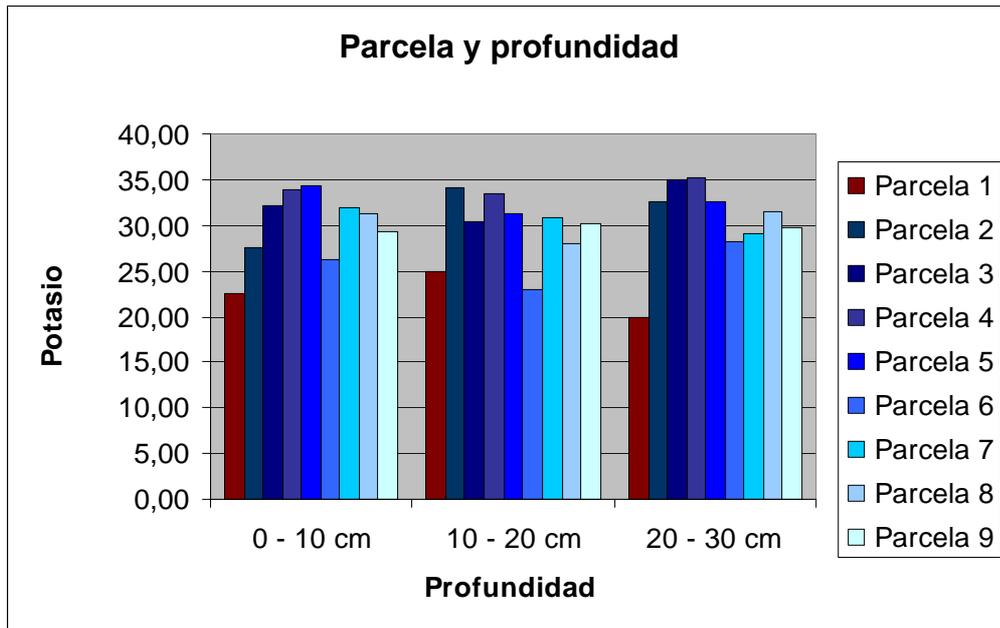


Figura 39: Potasio (K₀₂/100 g ss) en los suelos en función de la profundidad.

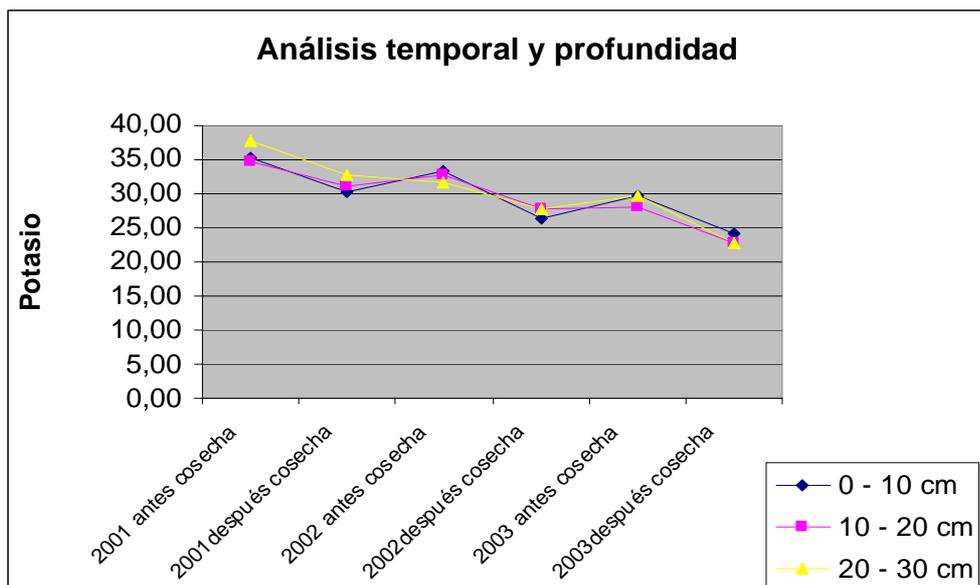


Figura 40: Potasio (K₀₂/100 g ss) en parcelas a lo largo del tiempo.

Para las necesidades del arroz los valores del potasio en los suelos están por debajo de los que serían óptimos para el cultivo (menores de 36 mg K₀₂/100 g ss, lo que equivale a unos 200 ppm), sin embargo se pueden considerar como buenos o suficientes en su mayoría ya que los valores en superficie se

encuentran entre los 15 y los 35 mg $KO_2/100$ g ss, es decir entre los 82,5 y los 192,5 ppm.

Por otro lado, en general se constata un descenso paulatino de los niveles de potasio en el suelo, lo cual muestra que son mayores las pérdidas del nutriente por lixiviación y consumo por parte de la planta que los aportes exógenos (abonos, aguas, etc.).

A continuación se representan los valores medios de potasio en el nivel superficial del suelo donde se encuentran las raíces del cultivo en función de la distancia a la entrada de agua de las parcelas desde la depuradora:

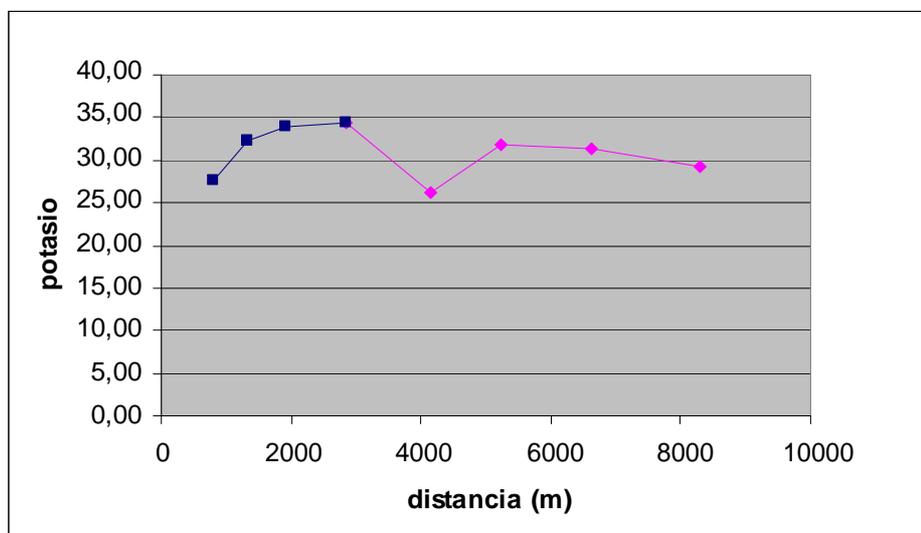


Figura 41: Potasio ($KO_2/100$ g ss) en parcelas en función a la distancia a la depuradora.

De nuevo se constata el cambio de aguas que afecta a los suelos en la parcela 5 y el comienzo de una nueva línea de riego. Cuando existe mucho calcio se presenta un antagonismo iónico entre el calcio, que se comprobará en uno de los siguientes apartados, y el potasio, lo que impide una absorción significativa de este último.

PLANTA

Los valores en % de potasio en planta en el momento de la cosecha (en el año 2003 se analiza también la raíz) se muestran a continuación:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	3,81	18,00	5,01	14,93	3,88	14,27	0,63
2	3,74	20,60	3,88	14,76	3,16	13,62	0,64
3	3,59	20,40	4,85	17,10	4,25	20,04	0,70
4	3,67	20,00	3,30	12,19	4,03	11,56	0,67
5	2,81	15,60	2,74	14,44	3,23	12,28	0,59
6	2,53	13,30	2,81	12,19	3,09	9,58	0,55
7	3,52	16,10	2,32	13,95	3,30	11,91	0,64
8	3,23	15,80	2,81	15,76	3,74	11,09	0,65
9	3,52	12,30	3,02	11,56	3,38	12,47	0,62

Tabla 44: Potasio (%) en planta en su madurez.

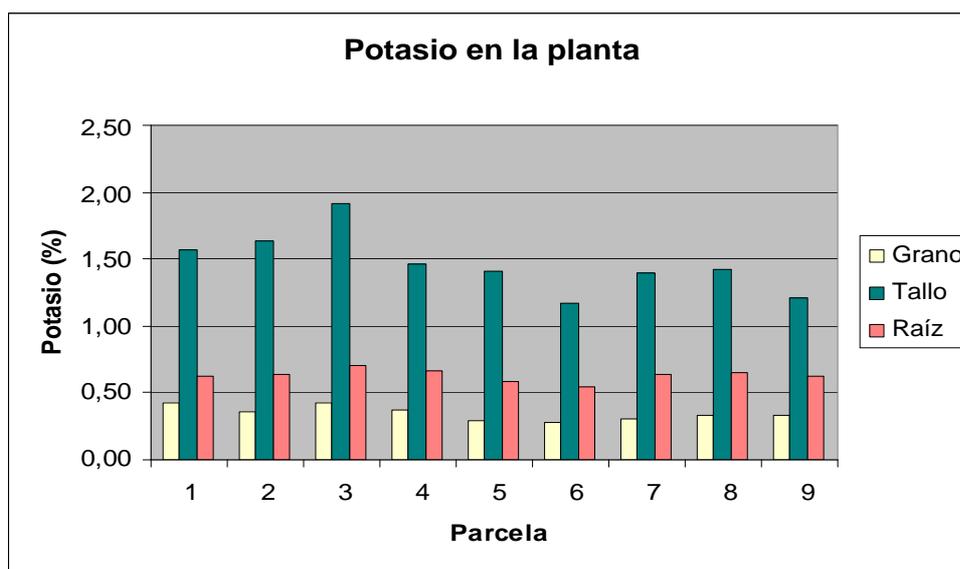


Figura 42: Potasio en la planta (madurez) para cada una de las parcelas.

A partir de los resultados, los valores de potasio en la planta están dentro de la normalidad, observándose incluso pequeños déficits en grano, que se acentúa en la parcela 6. Como se aprecia, los niveles de potasio son mayores en el tallo que en el grano o en las raíces. No se constata una correlación directa entre el potasio en el suelo y en las distintas partes de la planta.

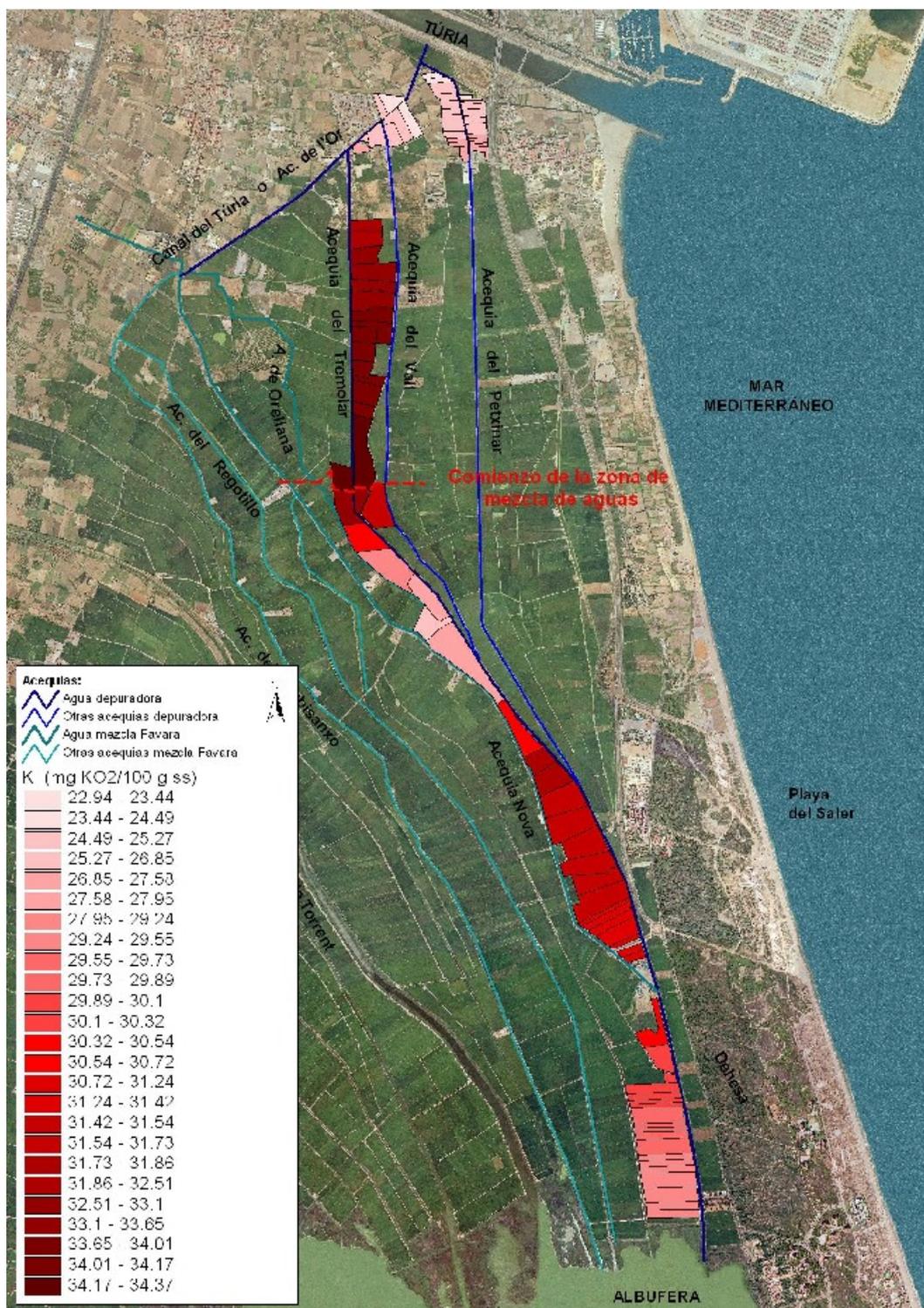


Figura 43: Evolución del potasio a lo largo de la línea de riego.

4.9 METALES PESADOS O ELEMENTOS TRAZA

4.9.1 BORO

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de boro en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	71,9	96,0	70,5	104,0	69,0	94,0
1 (10-20cm)	58,0	92,5	56,8	90,6	55,6	88,7
1 (20-30cm)	70,9	82,7	67,6	106,7	69,1	76,0
2 (0-10cm)	69,8	96,0	68,9	109,0	68,0	107,6
2 (10-20cm)	82,7	101,2	81,7	129,3	80,6	118,0
2 (20-30cm)	74,4	76,5	71,0	79,2	72,5	82,,3
3 (0-10cm)	75,0	109,0	74,1	117,2	73,1	115,7
3 (10-20cm)	68,9	99,0	68,1	107,7	67,2	106,3
3 (20-30cm)	66,5	69,0	85,1	91,1	64,8	78,4
4 (0-10cm)	78,7	78,6	77,7	77,6	76,7	76,6
4 (10-20cm)	66,7	68,5	64,0	65,7	65,0	73,5
4 (20-30cm)	70,7	76,4	74,6	69,7	83,1	75,0
5 (0-10cm)	67,8	66,9	66,9	66,1	66,1	65,2
5 (10-20cm)	69,9	69,0	69,0	68,1	68,1	67,3
5 (20-30cm)	65,6	69,1	59,0	64,0	63,2	67,6
6 (0-10cm)	68,2	67,3	67,3	66,4	66,4	65,6
6 (10-20cm)	73,3	74,0	72,4	71,5	71,5	70,5
6 (20-30cm)	70,6	78,0	64,8	68,8	70,7	75,4
7 (0-10cm)	73,0	82,0	65,0	71,1	71,1	79,0
7 (10-20cm)	71,7	70,8	70,8	69,9	69,9	69,0
7 (20-30cm)	83,2	72,6	65,5	68,0	73,2	76,5
8 (0-10cm)	73,7	72,8	72,8	71,8	71,8	84,0
8 (10-20cm)	71,5	75,6	66,0	69,7	69,7	94,4
8 (20-30cm)	68,6	78,0	64,0	66,9	74,3	73,0
9 (0-10cm)	85,2	93,5	85,3	83,0	85,5	83,2
9 (10-20cm)	81,4	85,0	81,5	79,3	81,7	88,1
9 (20-30cm)	78,2	83,2	77,0	69,2	78,6	84,0

Tabla 45: Boro en suelo en ppm.

Las concentraciones de boro en los suelos, aunque dentro de la normalidad, se consideran relativamente altas. Las concentraciones altas de boro se pueden deber bien al empleo de fertilizantes, borex o borato de sodio, o también proceder del uso continuado de aguas de riego con cierto contenido en boro²⁷⁶, efectos que se intensifican en los suelos arcillosos con suficiente materia orgánica y pH básico como son los de este estudio.

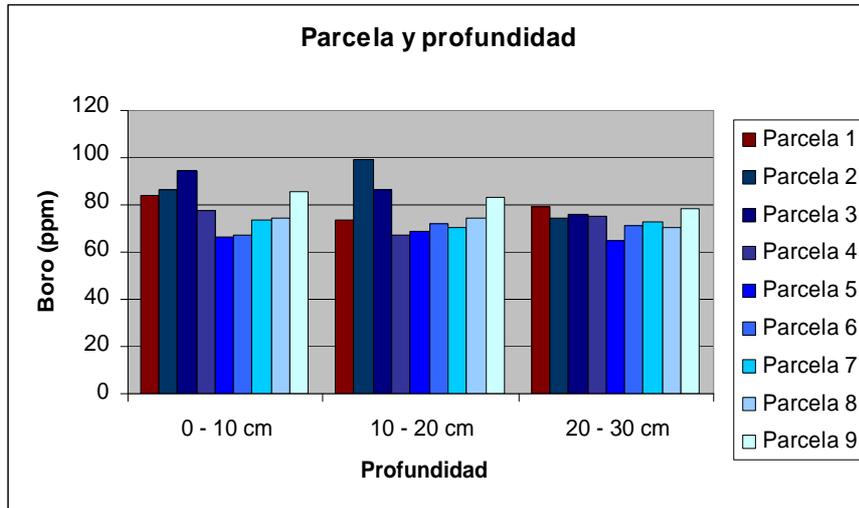


Figura 44: Boro en los suelos (ppm).

Si se representa la concentración de boro en los primeros diez centímetros de suelo en función de la distancia a lo largo de la línea de riego desde la depuradora a la entrada de agua de las parcelas (parcelas de la 2 hasta la 9) se obtiene la gráfica con el cambio de tendencia en la parcela 5:

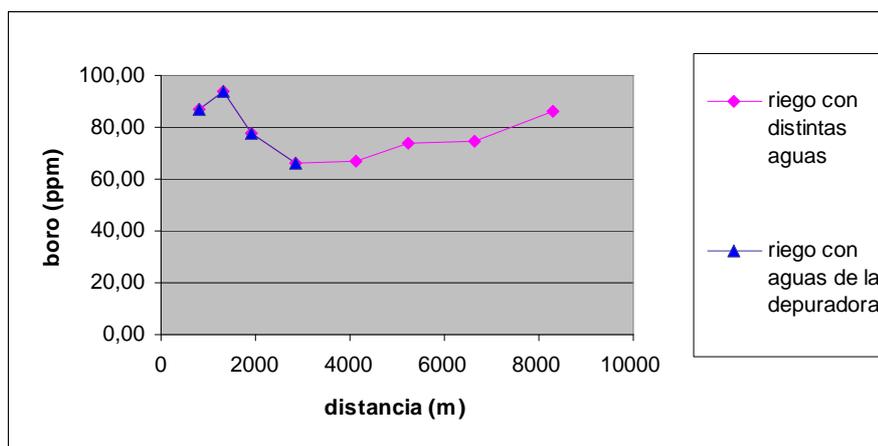


Figura 45: Boro en el suelo en función de la distancia a la salida de la depuradora (valores en ppm).

²⁷⁶ Véase MORTVEDT, J.J., GIORDANO, P.M., LINDSAY, W.L. Micronutrientes en Agricultura. México: AGT Editor SA, 1983.

AGUAS

Concentraciones de boro obtenidas en las aguas de las acequias y en las de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5A	6A	7 ^a	8A	9A
En el campo	0,479	0,495	0,484	0,487	0,336	0,352	0,399	0,385	0,392
En la acequia	0,508	0,432	0,430	0,418	0,321	0,305	0,339	0,246	0,362

Tabla 46: Boro en aguas (ppm).

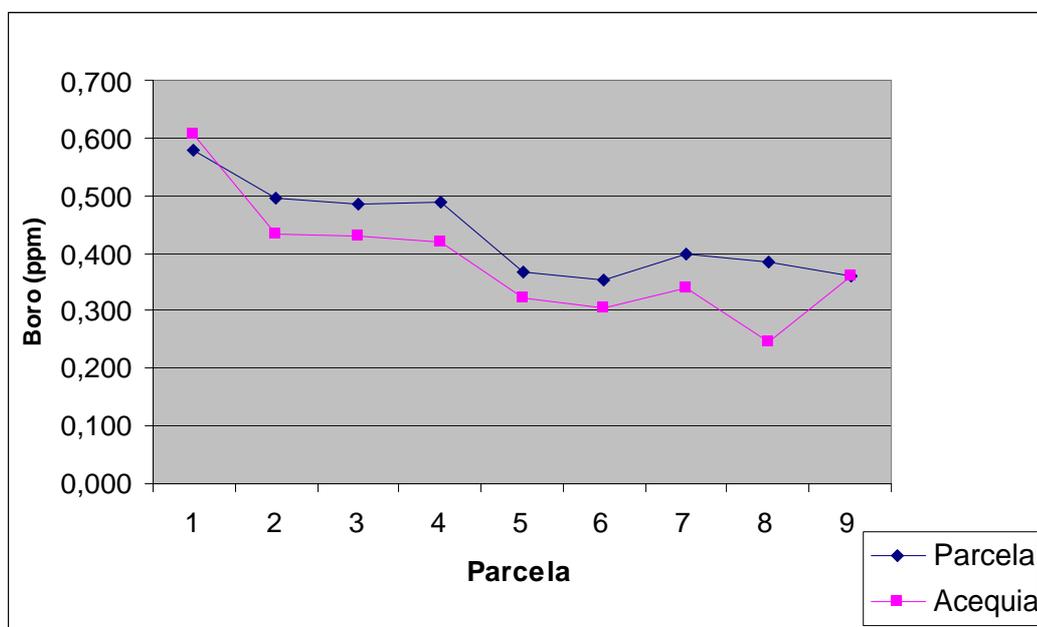


Figura 46: Boro en agua (ppm).

Se observan valores superiores en las aguas procedentes de la zona de Favara a los de las aguas de las acequias procedentes de la depuradora. Además se manifiesta una tendencia a disminuir los valores de boro a lo largo de la línea de riego. En todos los casos están por debajo de los 2 ppm que marca el Real Decreto 849/1986 y las directrices de la FAO para aguas de riego. Incluso por debajo de los valores tolerables para un riego continuado que marca US-EPA (0,75 ppm).

PLANTA

Las concentraciones medias de boro expresadas en ppm obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha son:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	6,30	15,70	5,70	14,60	6,10	13,90	21,90
2	5,60	12,10	4,80	10,90	4,70	12,80	17,80
3	4,10	11,00	4,60	11,40	4,10	8,70	14,90
4	4,30	8,90	4,00	7,90	3,50	8,60	12,80
5	4,00	9,30	4,30	8,30	3,70	8,90	13,60
6	5,70	9,10	4,60	12,40	6,20	10,50	15,70
7	4,90	8,90	4,80	10,00	5,90	11,50	19,10
8	4,50	12,60	5,90	9,70	5,20	9,10	18,20
9	6,00	8,10	5,10	9,10	4,90	8,70	16,60

Tabla 47: Boro en la planta en madurez (ppm).

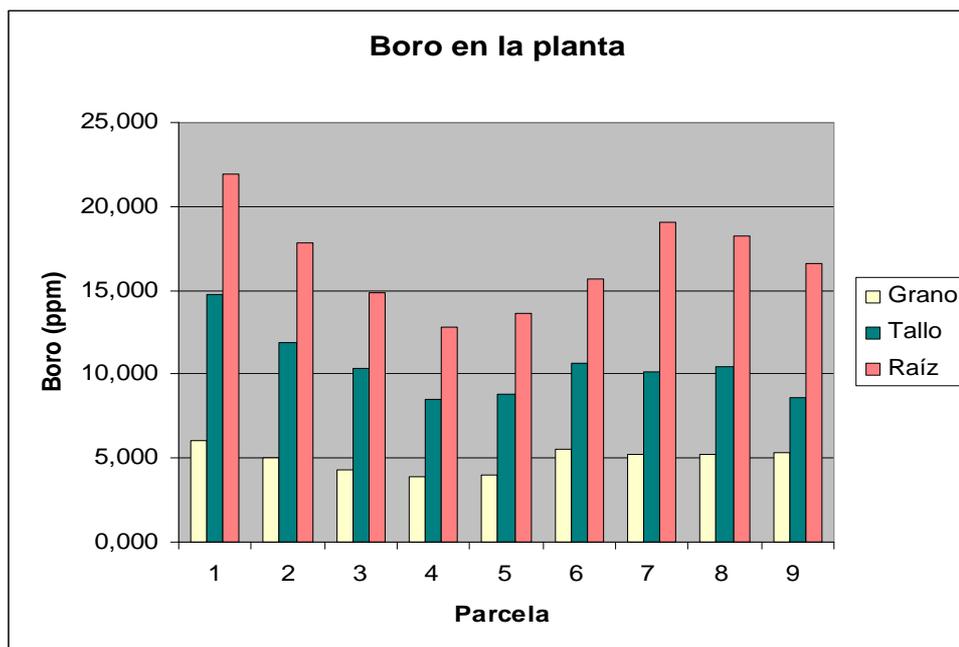


Figura 47: Boro en la planta (madurez) para cada una de las parcelas.

Los valores de boro en la planta están dentro de la normalidad tanto en grano (lo que es más importante pues podría suponer un riesgo para el consumidor), como en el tallo y en la raíz. Por ejemplo, en este caso en el tallo y en las hojas los valores oscilan entre 7 y 18 ppm siendo inferiores a los que se

considerarían tóxicos en madurez²⁷⁷ (mayores de 100 ppm) y superiores a la deficiencia (por debajo de los 3,4 ppm). Por otra parte, se observan valores ligeramente superiores en la plantas de la parcela 1 al igual que ocurría con las aguas.

Como se aprecia en el caso de boro y como se verá más adelante en la mayoría de los metales pesados estudiados, las concentraciones en la raíz suelen ser superiores que en el tallo, y las de estos casi siempre superiores a las de grano. Esto implica que no sólo el suelo puede actuar como filtro de los metales pesados, sino también la planta que extrae parte de éstos del suelo pero sin llegar hasta el grano y de ahí al consumidor.

²⁷⁷ Rangos obtenidos de los datos y referencias de DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

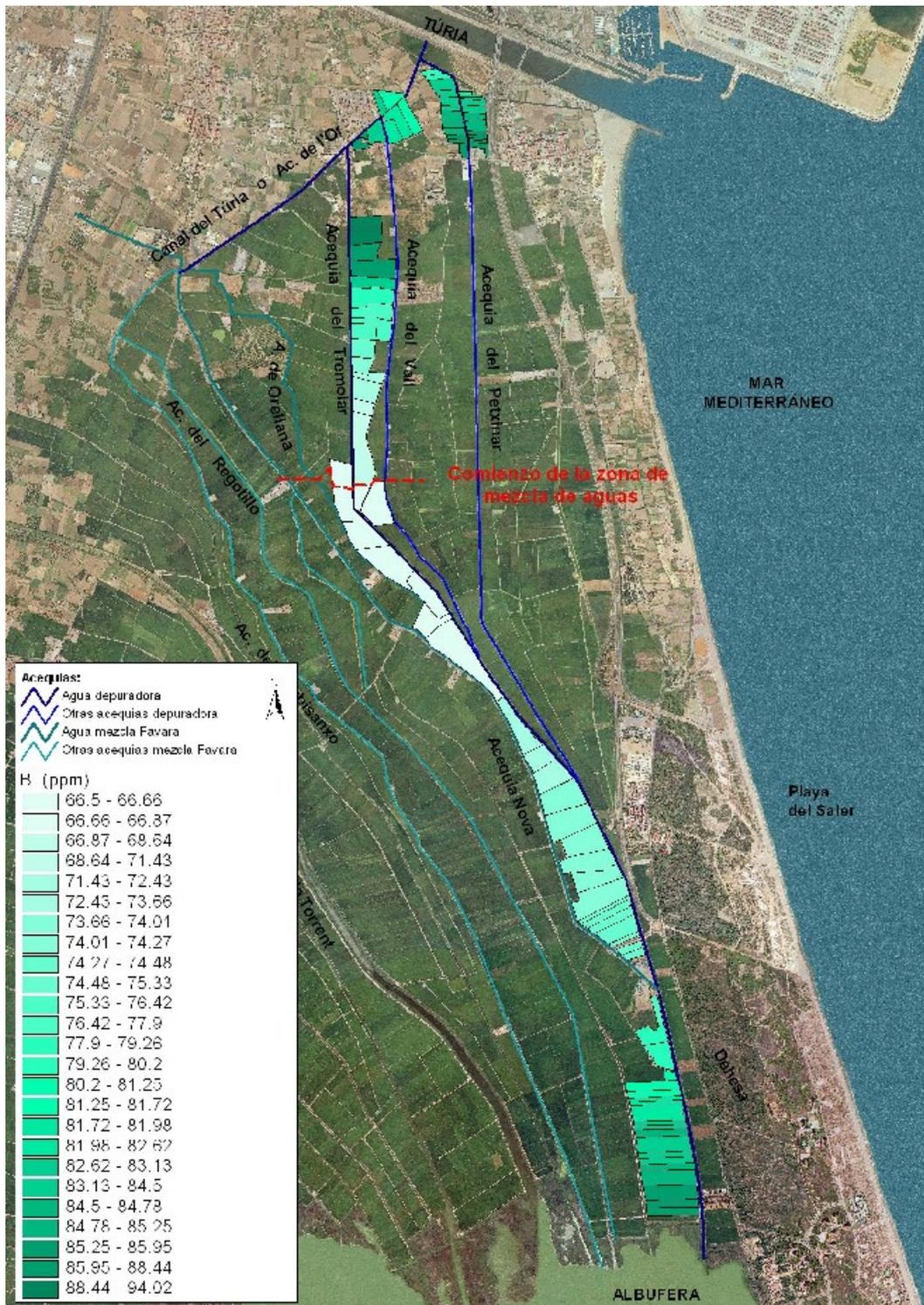


Figura 48: Evolución del boro a lo largo de la línea de riego.

4.9.2 COBRE

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de cobre en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	40,9	63,5	44,5	69,0	48,0	74,5
1 (10-20cm)	35,3	39,7	40,9	46,0	46,5	52,3
1 (20-30cm)	22,6	25,5	26,2	28,7	29,8	31,2
2 (0-10cm)	44,9	93,9	148,3	310,0	52,1	108,9
2 (10-20cm)	38,5	75,6	138,5	173,5	37,5	47,0
2 (20-30cm)	25,8	34,2	62,8	78,0	49,7	52,4
3 (0-10cm)	95,5	73,0	83,7	64,0	72,0	55,0
3 (10-20cm)	50,8	59,7	43,4	51,0	36,0	42,3
3 (20-30cm)	34,7	40,8	29,6	23,3	24,6	20,0
4 (0-10cm)	60,1	96,6	52,5	84,5	45,0	72,4
4 (10-20cm)	23,0	29,7	27,5	35,5	32,0	41,3
4 (20-30cm)	31,4	40,6	37,6	44,2	43,7	37,9
5 (0-10cm)	21,2	21,3	30,4	30,5	39,5	39,7
5 (10-20cm)	35,5	21,5	35,5	21,5	35,5	21,5
5 (20-30cm)	14,6	8,8	14,6	20,9	14,6	27,2
6 (0-10cm)	20,9	56,7	23,2	63,0	25,5	69,3
6 (10-20cm)	21,1	47,8	24,0	54,5	27,0	61,2
6 (20-30cm)	17,5	39,7	20,0	52,9	22,4	58,2
7 (0-10cm)	23,4	28,9	26,0	32,0	28,5	35,1
7 (10-20cm)	21,3	23,5	24,9	27,5	28,5	31,5
7 (20-30cm)	29,0	32,0	33,9	39,5	38,8	43,4
8 (0-10cm)	17,3	17,8	21,4	22,0	25,5	26,2
8 (10-20cm)	19,5	18,0	23,2	21,5	27,0	25,0
8 (20-30cm)	17,9	16,6	21,4	22,8	24,9	27,1
9 (0-10cm)	30,8	16,9	30,9	19,8	31,0	19,9
9 (10-20cm)	17,7	15,7	25,3	0,0	33,0	0,0
9 (20-30cm)	25,3	14,8	19,9	16,3	24,6	16,3

Tabla 48: Cobre en el suelo en ppm.

Como se aprecia en la tabla los valores de cobre son elevados. En particular, excepcional y llamativamente elevados para la parcela 2 en el año

2002, esto puede deberse a una aplicación puntual de algún producto fitosanitario como el sulfato de cobre. Esto se aprecia en la figura siguiente donde se observan valores muy altos en los datos obtenidos después de la cosecha del año 2002, lo cual puede ser un indicio de aplicaciones realizadas en esa campaña en esa parcela:

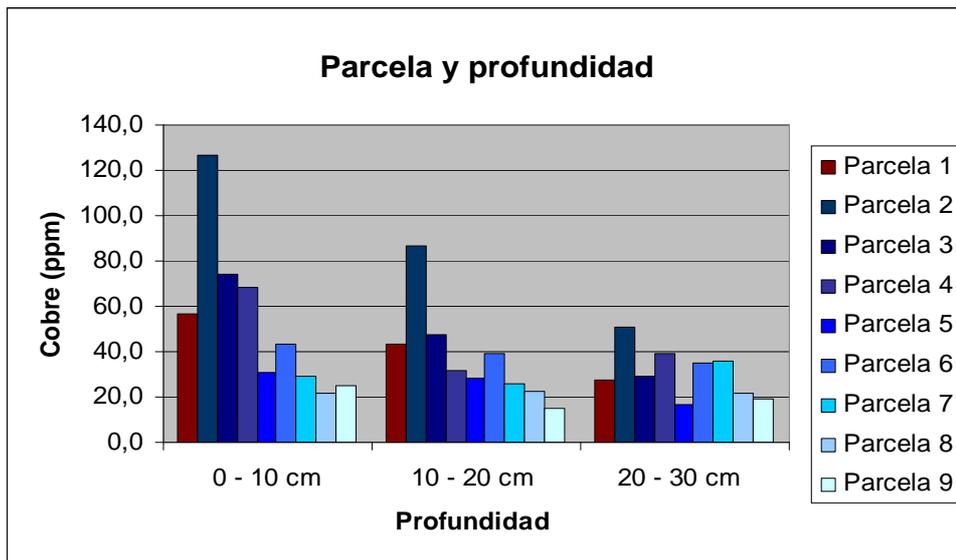


Figura 49: Cobre (ppm) en el suelo en función de la profundidad.

Si se busca algún tipo de relación entre las concentraciones de cobre en suelo y la distancia a la depuradora:

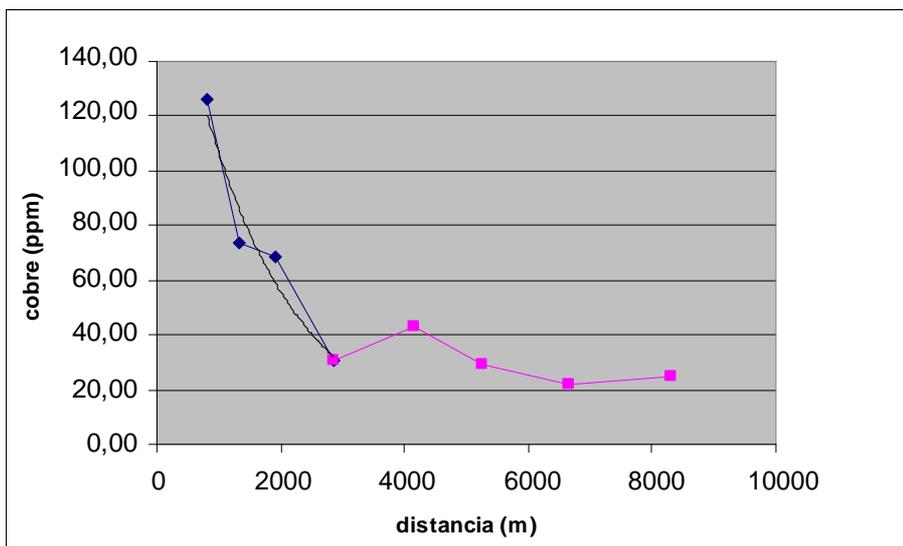


Figura 50: Cobre en a lo largo de la línea de riego.

En la tabla anterior los puntos correspondientes a las parcelas que sólo reciben agua de la depuradora se ajustan a un exponencial $y=204,15e^{-0,0006x}$ ("y" es la conductividad eléctrica en dS/m y "x" es la distancia en metros) y con $R^2=0,946$.

AGUAS

Concentraciones de cobre obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5 ^a	6A	7A	8A	9A
En el campo	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,003	0,002	0,006
En la acequia	0,016	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,014	0,010	0,005	0,037

Tabla 49: Cobre en las agua en ppm.

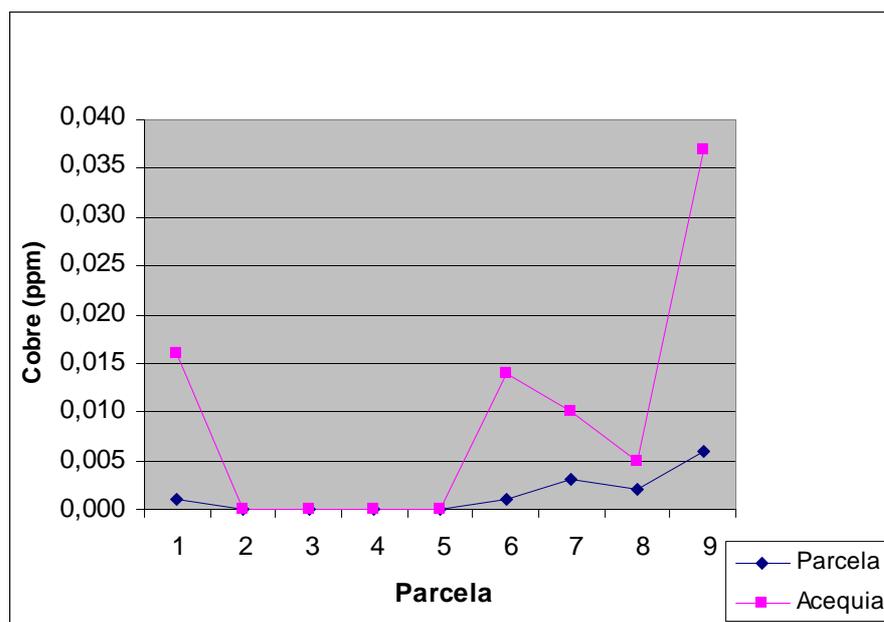


Figura 51: Cobre en las aguas.

Curiosamente no hay ninguna relación entre el cobre en el suelo y en las aguas lo cual puede ser un indicio de que el cobre no procede de las aguas en las primeras parcelas. Sin embargo, sí que podría ocurrir que el cobre de los cultivos pase a través del agua a las acequias y por ellas hasta el lago de la

Albufera, dicha hipótesis es compatible con las concentraciones de cobre en las aguas de las últimas parcelas.

Para apoyar esta hipótesis se han analizado los datos suministrados por la Conselleria de Medi Ambient para ese año en el punto de la Albufera donde vierten las aguas las acequias de la zona de estudio; en en estos datos se pone de manifiesto que los valores más altos se dan a finales de mayo (0,007 ppm), época en la que se han podido utilizar productos fitosanitarios con contenido en cobre:

Fecha	04/02	19/02	12/03	23/04	21/05	29/07	20/08	16/09	24/10	02/12	27/12
Cu (ppm)	<0,001	<0,001	0,003	<0,001	0,007	0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabla 50: Valores de cobre en las aguas en ppm en el punto de vertido de las acequias de la zona de estudio en el lago en el año 2002 (fuente: Conselleria de Medi Ambient).

PLANTA

Concentraciones medias de cobre obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	0,05	3,10	6,60	3,45	6,45	2,20	32,58
2	3,70	1,50	40,25	3,65	0,60	2,00	29,92
3	1,20	2,30	1,30	3,05	0,35	1,25	19,00
4	2,50	2,25	1,45	2,05	0,60	1,35	17,42
5	0,95	1,60	0,35	1,40	1,60	1,70	15,83
6	1,70	0,95	0,50	2,00	1,85	1,05	14,67
7	2,65	1,35	0,45	2,30	0,25	0,55	15,00
8	0,00	1,50	0,70	1,50	0,45	1,20	15,00
9	2,00	1,90	0,85	2,55	2,35	1,55	18,00

Tabla 51: Cobre en la planta en ppm.

Se aprecian valores de cobre anormalmente altos en el grano de las parcelas 1 y 2, especialmente en la campaña 2002, lo cual se corresponde con

los datos de los suelos; sin embargo no hay una correlación directa entre suelos y datos en alguna parte de la planta. Como ocurre con la mayoría de los metales las concentraciones decrecen conforme se avanza hacia la parcela 5, la última en la línea de riego con aguas de la depuradora sin mezclar, para luego volver a aumentar sin llegar a los niveles de las parcelas al principio de la línea de riego.

Aún así no se llegan a superar los niveles de toxicidad del cobre, que en el tallo se consideran por encima de 30 ppm²⁷⁸. A partir de los datos obtenidos parece ser que el cobre se concentra en las raíces siendo más difícil que alcance niveles peligrosos en tallo y grano, hecho que parece indicar que la raíz del arroz puede actuar como sistema extractor del cobre de los suelos.

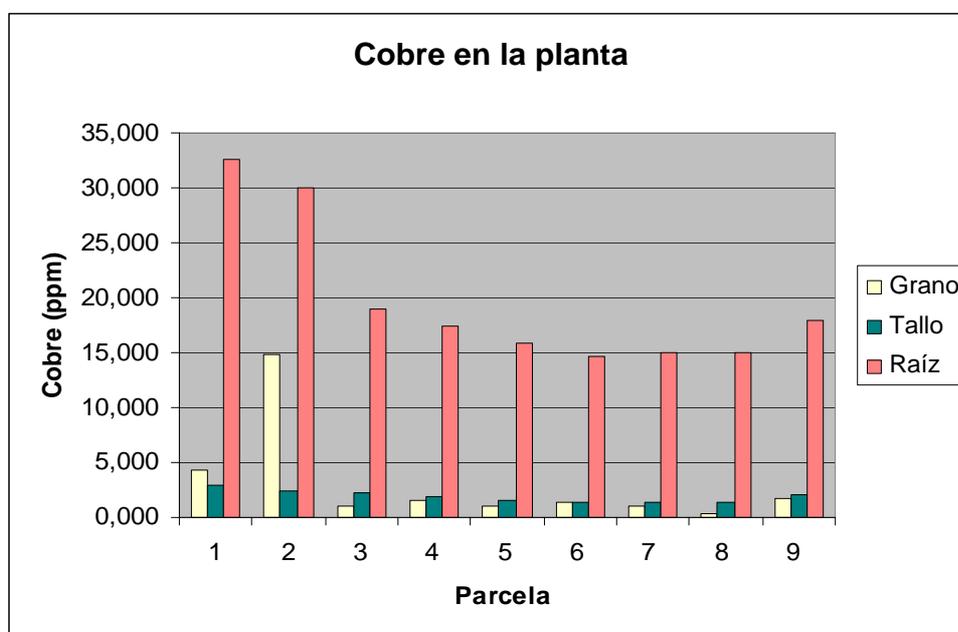


Figura 52: Cobre en la planta.

Los niveles anormales detectados para ese año para el grano de la parcela 2 están relacionados con valores altos de cobre en suelos pero no se corresponden con los detectados en agua, esto puede deberse a que las muestras en agua se realizan de una manera no continua o bien a la explicación anterior que habla de una fuente externa de cobre (probablemente un plaguicida) que no está relacionada con el aporte de las aguas.

²⁷⁸ De TANAKA, A. y YOSHIDA, S. "Nutritional disorders of the rice plant in Asia". *Irrigation Technologies Bull.*, 1970, vol. 10, p. 51.

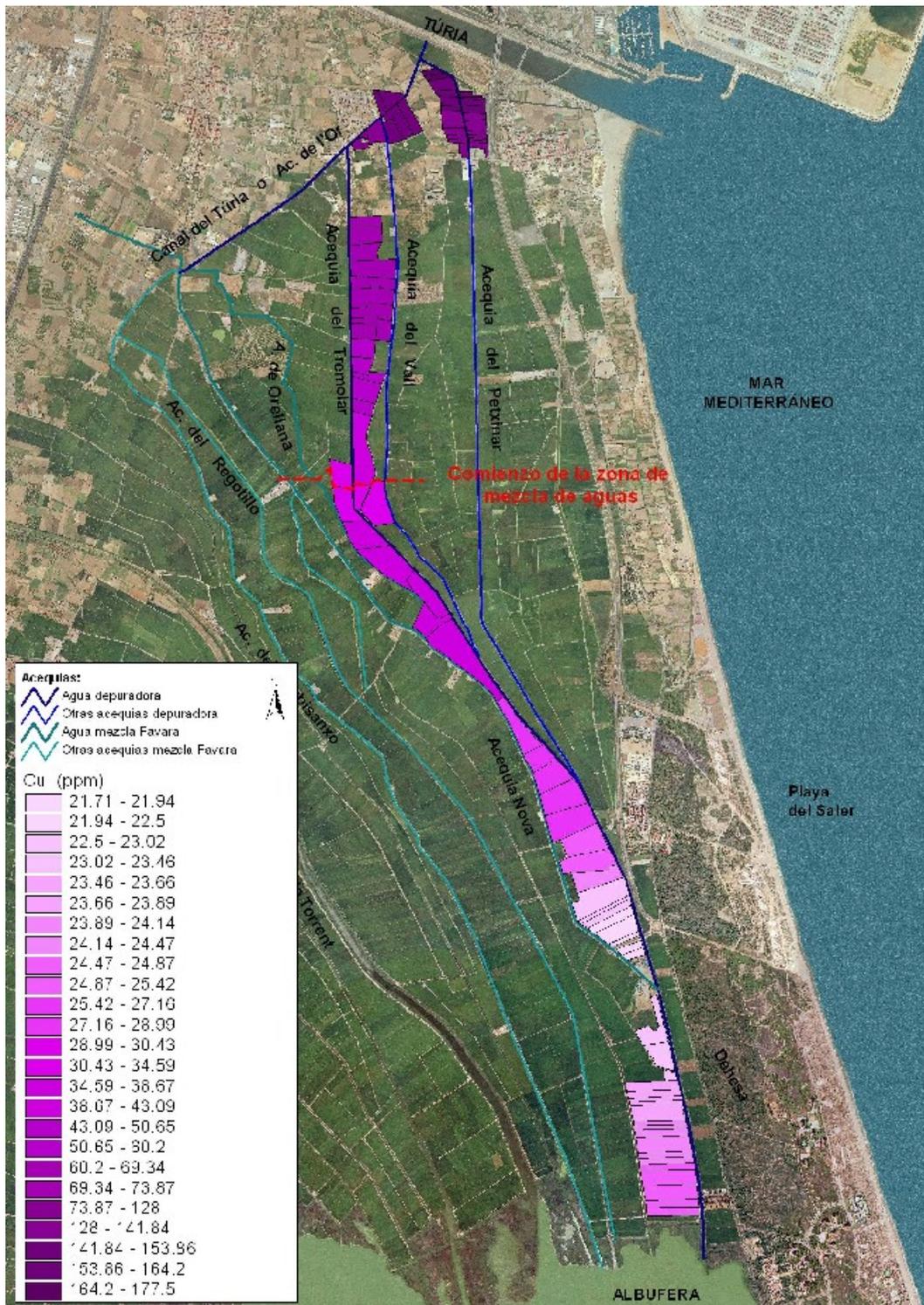


Figura 53: Evolución del cobre a lo largo de la línea de riego.

4.9.3 CROMO

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de cromo total en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	167,81	151,00	121,41	118,67	175,00	223,00
1 (10-20cm)	83,14	98,67	86,92	86,33	90,70	60,67
1 (20-30cm)	53,49	40,67	82,00	71,00	84,33	75,67
2 (0-10cm)	107,32	250,95	95,46	269,00	83,60	98,46
2 (10-20cm)	79,06	93,70	61,03	72,33	43,00	50,97
2 (20-30cm)	44,01	56,90	61,01	72,67	78,00	56,78
3 (0-10cm)	82,55	79,67	99,44	106,33	86,33	75,12
3 (10-20cm)	78,58	72,00	73,29	47,33	68,00	43,92
3 (20-30cm)	47,62	47,07	59,81	76,33	72,00	41,89
4 (0-10cm)	76,62	94,67	70,14	124,67	63,67	113,16
4 (10-20cm)	63,29	74,67	53,64	80,33	84,00	74,68
4 (20-30cm)	49,63	60,33	60,32	69,67	71,00	65,98
5 (0-10cm)	70,32	75,00	79,50	72,33	48,67	59,17
5 (10-20cm)	79,85	68,00	96,59	49,33	53,33	39,51
5 (20-30cm)	51,52	85,50	51,43	53,33	51,33	42,98
6 (0-10cm)	207,37	159,16	137,69	65,00	68,00	32,10
6 (10-20cm)	77,35	68,33	76,84	59,00	76,33	58,61
6 (20-30cm)	52,66	77,33	56,83	54,67	61,00	67,80
7 (0-10cm)	176,92	59,39	162,00	139,33	147,07	148,26
7 (10-20cm)	89,84	52,43	78,25	45,67	66,67	138,95
7 (20-30cm)	50,21	30,55	78,90	48,00	50,67	45,98
8 (0-10cm)	107,87	144,18	158,36	211,67	143,98	94,06
8 (10-20cm)	75,24	126,48	56,79	92,67	78,33	108,42
8 (20-30cm)	59,03	110,39	35,47	66,33	53,67	56,89
9 (0-10cm)	73,35	176,80	152,98	369,00	129,33	107,94
9 (10-20cm)	87,34	125,42	87,67	65,67	88,00	89,47
9 (20-30cm)	69,98	57,98	52,78	57,67	49,67	79,60

Tabla 52: Cromo total en el suelo en ppm.

En los resultados de la tabla y de las gráficas siguientes se observa que las concentraciones son mayores en la superficie del suelo y que también aumentan en las últimas parcelas.

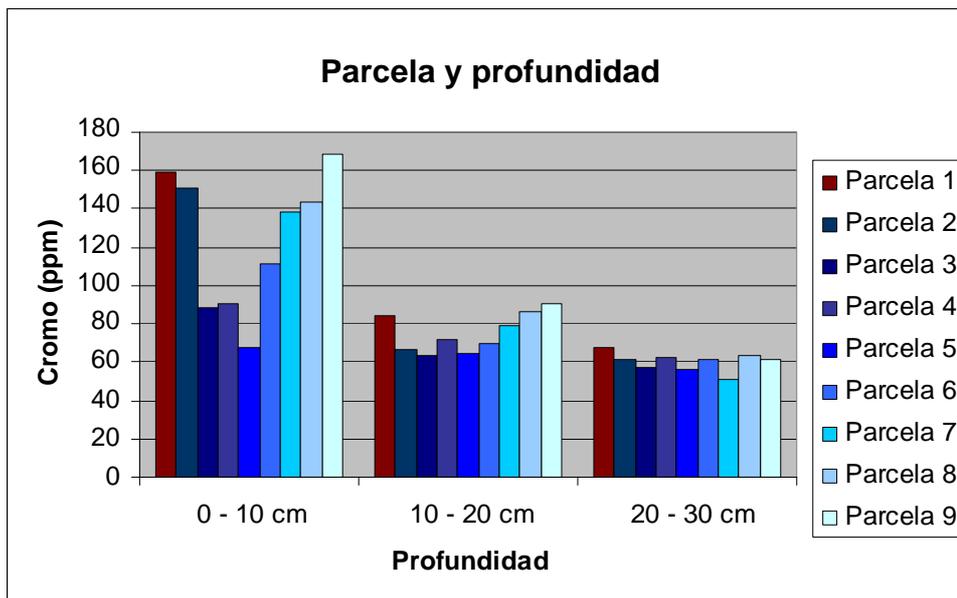


Figura 54: Cromo en los suelos (ppm).

Si se representan las concentraciones de cromo en los diez centímetros superiores de suelo en función a la distancia a la depuradora se tiene la gráfica:

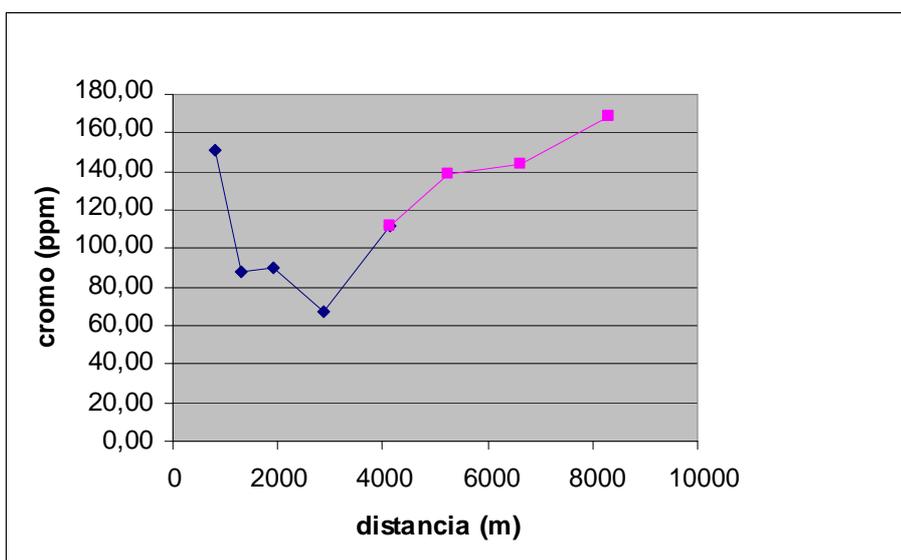


Figura 55: Cromo en los suelos a lo largo de la línea de riego.

AGUAS

Concentraciones de cromo obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo expresado en ppm:

Parcela	1A	2 ^a	3A	4A	5 ^a	6A	7A	8A	9A
En el campo	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
En la acequia	0,05	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,04	0,05	0,06

Tabla 53: Cromo total en el agua en ppm.

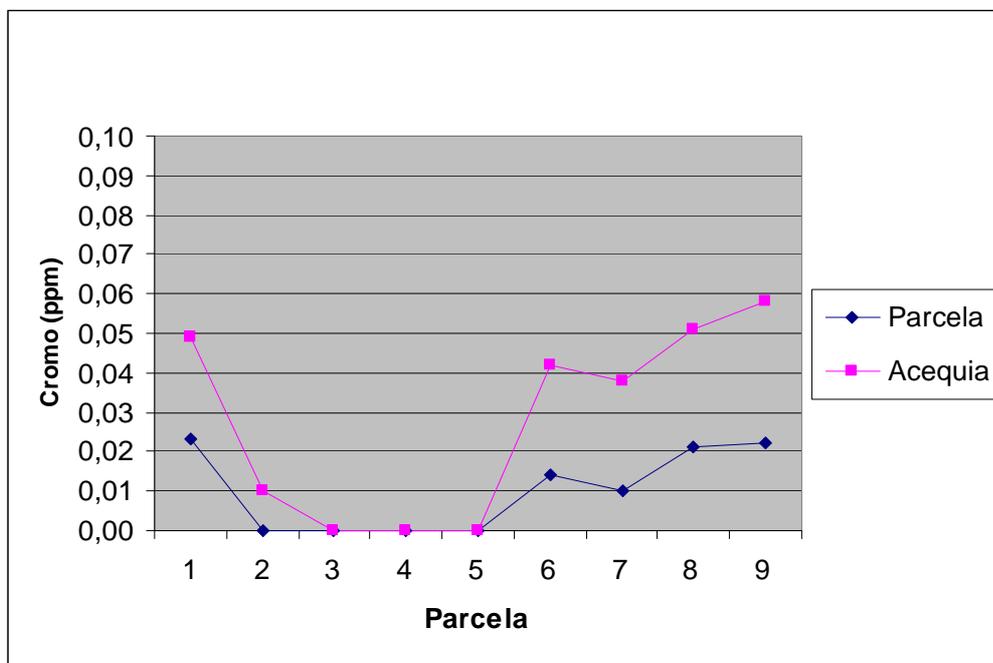


Figura 56: Cromo total en las aguas.

Como se observa en la tabla y en la figura los valores en las acequias procedentes de la depuradora tienen niveles inferiores de cromo a las de otras procedencias, lo que parece indicar que los posibles vertidos de cromo no pasan por esta vía. En todos los casos los valores están por debajo de los 2 ppm que marca el Real Decreto 849/1986. También están por debajo de los 1 ppm según las recomendaciones de la US-EPA para riego a corto plazo en suelos alcalinos o neutros. Pero estas mismas recomendaciones dan un valor de 0,1 ppm para riego continuado, como sería este caso, valores que se superan en las aguas que

no proceden únicamente de la depuradora. Así los datos suministrados por la Entitat de Sanejament d' Aigües relativos al emisor de la depuradora Pinedo I se encuentran en estos tres años por debajo de 1 ppm de cromo, sin embargo los de la depuradora Quart-Benàger están en torno a los 0,2 y los 0,3 ppm. Esta última depuradora es el origen de parte de las aguas que llegan por la acequia de Favara a la parcela 1, si bien en su largo recorrido hasta la misma pueden recibir otros aportes de aguas que también puedan implicar un aporte de cromo. Todo esto se confirma con los valores de los lodos de la zona de vertido de estas acequias en la Albufera que sin ser alarmantes están por encima de los que podrían considerarse normales²⁷⁹.

PLANTA

Los valores de cromo medidos en grano, tallo y raíz son los siguientes:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	1,45	5,00	2,90	4,60	2,35	2,25	38,40
2	1,05	1,90	1,65	3,40	1,90	2,45	31,00
3	1,20	2,65	2,60	10,75	0,95	1,40	29,20
4	0,20	1,05	2,15	2,60	0,65	1,90	23,20
5	1,75	2,05	2,05	2,25	1,95	1,65	21,80
6	1,75	1,20	2,90	0,90	1,05	2,00	25,40
7	0,55	1,60	1,20	1,30	1,70	0,50	13,60
8	0,20	2,10	1,50	1,90	1,80	2,10	34,40
9	0,80	3,70	1,80	3,00	2,05	1,65	33,40

Tabla 54: Cromo en la planta en ppm.

Hay niveles de cromo superiores a los que se consideran normales (> 3,33 ppm en tallo²⁸⁰) en la parcela 9, tanto en tallo como en grano y raíz. Esta parcela es la que tiene niveles de cromo en las aguas mayores (por encima de los 0,1 ppm recomendados por la US-EPA para un riego continuado), la cual recibe aguas de la Albufera pero también recibe aguas procedentes de las otras parcelas, con aguas de la depuradora y de la acequia de Favara. Como se

²⁷⁹ Véase REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

²⁸⁰ TINARELLI, A. El Arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

observa en los datos de la tabla y de la gráfica, también son puntualmente altos en la parcela 3 para el año 2001 lo cual puede deberse a un aporte puntual o a un error de muestreo o de análisis.

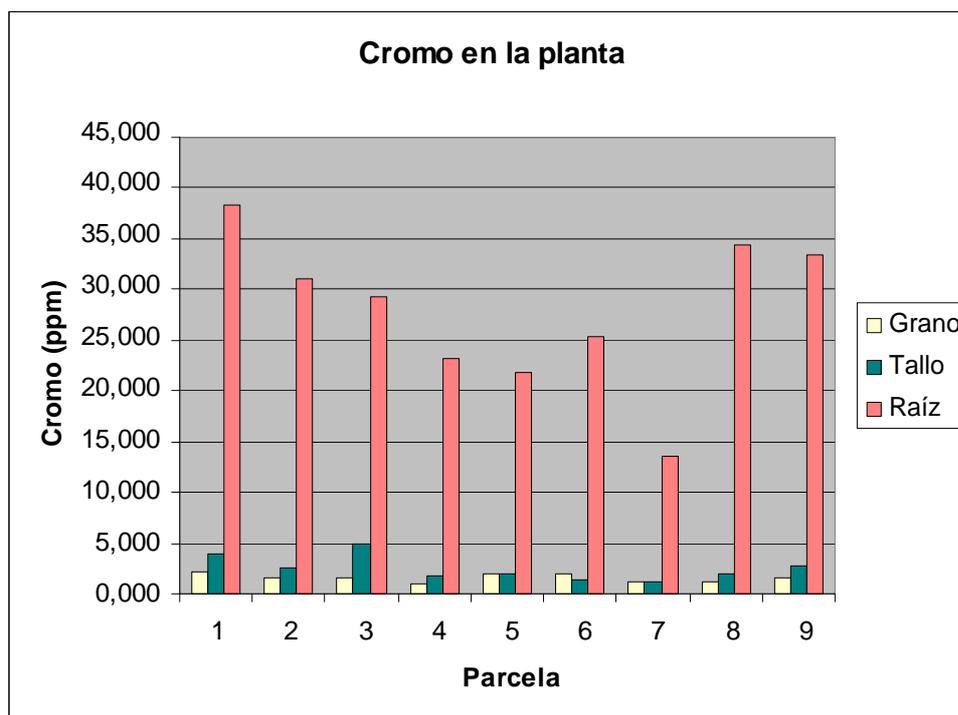


Figura 57: Cromo en las plantas.

A la vista de los resultados, como ocurre con otros elementos traza tales como el cobre, se constata que en la planta el cromo se concentra en las raíces siendo más difícil que alcance niveles peligrosos en grano; hecho que permite considerar también para este elemento al arroz como un cultivo depurador del suelo.

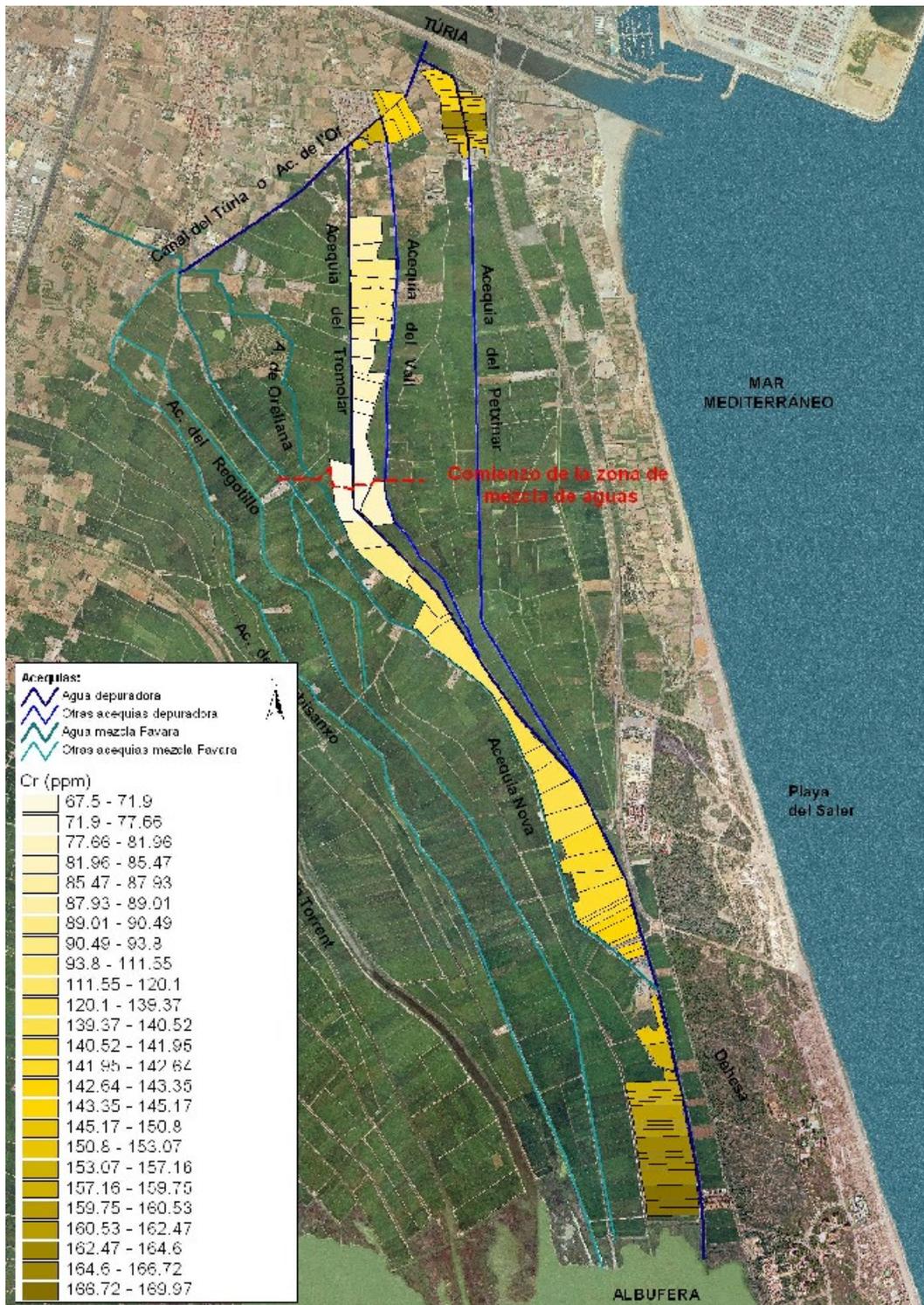


Figura 58: Evolución del cromo a lo largo de la línea de riego.

4.9.4 HIERRO

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de hierro en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	17,240	21,892	17,620	22,375	18,000	22,858
1 (10-20cm)	18,690	23,165	18,658	23,125	18,625	23,085
1 (20-30cm)	19,120	23,698	19,087	24,815	19,054	25,350
2 (0-10cm)	18,850	23,358	17,997	22,300	17,143	22,436
2 (10-20cm)	18,340	36,249	25,108	49,625	31,875	63,001
2 (20-30cm)	17,500	30,598	23,958	20,703	30,415	20,829
3 (0-10cm)	17,260	25,190	14,818	21,625	12,375	18,060
3 (10-20cm)	18,310	23,741	16,968	22,000	15,625	20,259
3 (20-30cm)	17,770	21,349	16,467	22,264	15,164	18,594
4 (0-10cm)	19,710	19,353	23,043	22,625	26,375	25,897
4 (10-20cm)	19,660	23,780	18,705	22,625	17,750	21,470
4 (20-30cm)	18,700	29,275	17,792	21,466	22,657	24,570
5 (0-10cm)	16,610	13,969	23,930	20,125	31,250	26,281
5 (10-20cm)	19,190	15,148	25,970	20,500	32,750	25,852
5 (20-30cm)	17,630	13,917	23,859	21,361	30,088	27,895
6 (0-10cm)	16,570	26,756	13,160	21,250	9,750	15,744
6 (10-20cm)	18,520	27,539	17,012	32,010	15,503	29,172
6 (20-30cm)	19,360	28,788	17,783	24,828	16,206	18,395
7 (0-10cm)	19,190	23,879	15,470	19,250	11,750	14,621
7 (10-20cm)	22,000	36,219	19,438	32,000	16,875	27,781
7 (20-30cm)	22,410	36,894	19,800	22,480	17,189	17,074
8 (0-10cm)	16,730	25,430	17,928	27,250	19,125	29,070
8 (10-20cm)	16,900	22,728	16,638	22,375	16,375	22,022
8 (20-30cm)	18,730	25,189	18,439	30,508	18,148	32,545
9 (0-10cm)	19,630	26,150	15,128	20,152	10,625	14,154
9 (10-20cm)	20,800	23,365	20,025	22,494	19,250	21,623
9 (20-30cm)	20,260	22,758	19,505	21,645	18,750	14,608

Tabla 55: Hierro en el suelo en g/kg ss.

Los resultados muestran valores medios de hierro elevados, especialmente en la parcela 2. Los valores son semejantes en todas las parcelas, con pequeñas variaciones que aumentan o disminuyen de una a otra con independencia de la procedencia de las aguas. Por otro lado, se observa que los valores son ligeramente inferiores en las capas más superficiales del suelo.

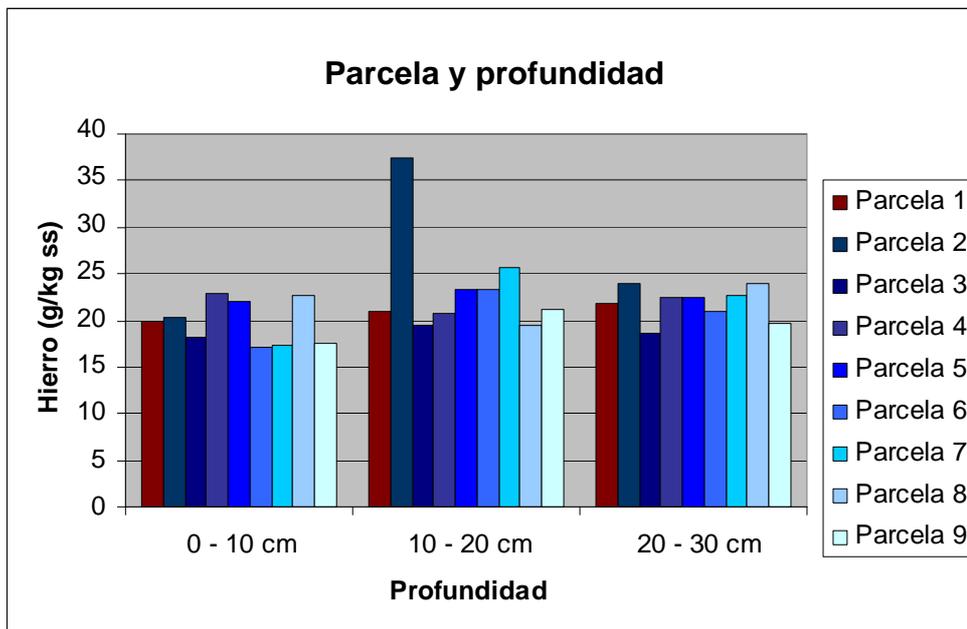


Figura 59: Hierro (g/kg ss) en el suelo en función de la profundidad.

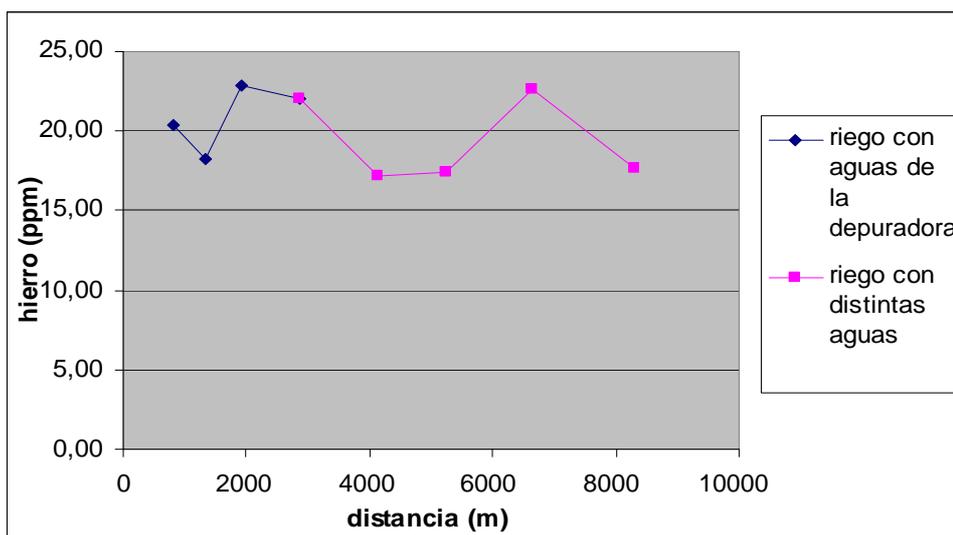


Figura 60: Hierro (g/kg ss) en los 10 cm superficiales del suelo ppm.

En la figura anterior, al representa la concentración de hierro en la capa superficial del suelo en función de la distancia a lo largo de la línea de riego desde la depuradora a la entrada de agua de las parcelas, se confirma que no se aprecia ningún tipo de relación con la procedencia de las aguas que riegan estos suelos.

AGUAS

Concentraciones de hierro obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm:

Parcela	1A	2ª	3A	4ª	5A	6A	7A	8A	9A
En el campo	0,362	0,264	0,512	0,328	0,856	1,352	0,707	0,914	0,252
En la acequia	0,324	0,169	0,294	0,237	0,624	0,830	0,147	0,456	0,171

Tabla 56: Hierro en el agua en ppm.

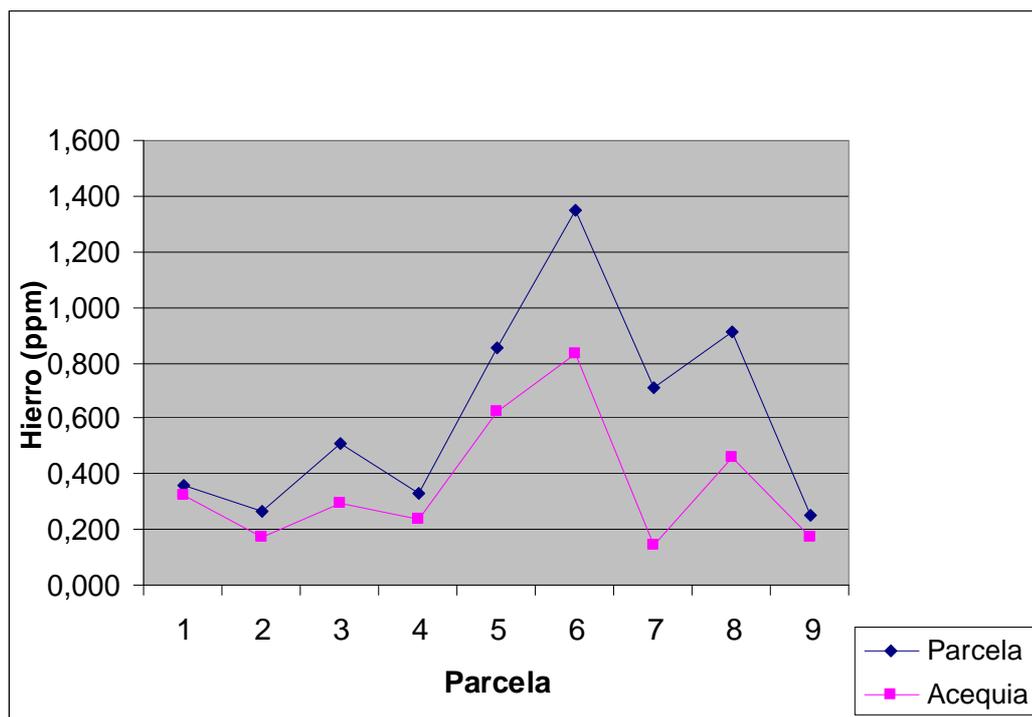


Figura 61: Hierro en las aguas en ppm.

Las concentraciones de hierro en las aguas tanto en las acequias como en los campos están por debajo de las recomendaciones de la US-EPA para riego continuados de 5 ppm, de la máxima permisible por la FAO para las aguas de riego que también es de 5 ppm, y por supuesto inferiores de los límites de las concentraciones que marca el Real Decreto 849/1986 de 2 ppm.

PLANTA

Concentraciones medias de hierro obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	----	264,40	66,35	163,50	78,55	111,20	153,90
2	46,85	110,10	13,25	123,10	38,50	63,05	88,84
3	79,75	239,40	36,20	207,60	45,30	56,70	122,61
4	20,15	134,65	30,05	66,90	46,25	70,30	82,87
5	14,80	99,40	20,45	92,95	58,45	98,95	86,63
6	17,60	94,35	14,65	120,30	75,80	76,80	89,89
7	17,85	130,30	14,95	101,30	33,90	72,80	77,87
8	----	142,10	31,70	187,55	93,20	84,65	115,70
9	28,90	309,40	39,95	206,45	82,25	89,35	140,92

Tabla 57: Hierro en la planta en ppm.

Se observa que en todas las parcelas las concentraciones de hierro son superiores en raíces y tallo que en grano. Estos valores en general se puede considerar dentro de la normalidad, rozando o sobrepasando ligeramente los niveles críticos (300 ppm en tallo²⁸¹) alguno de los años en la parcela 9 y por el contrario llegando a los niveles de deficiencia (< 70 ppm) en algunos casos en el año 2003 en la parcelas 2 y 3.

²⁸¹ Rangos obtenidos de los datos y referencias de DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

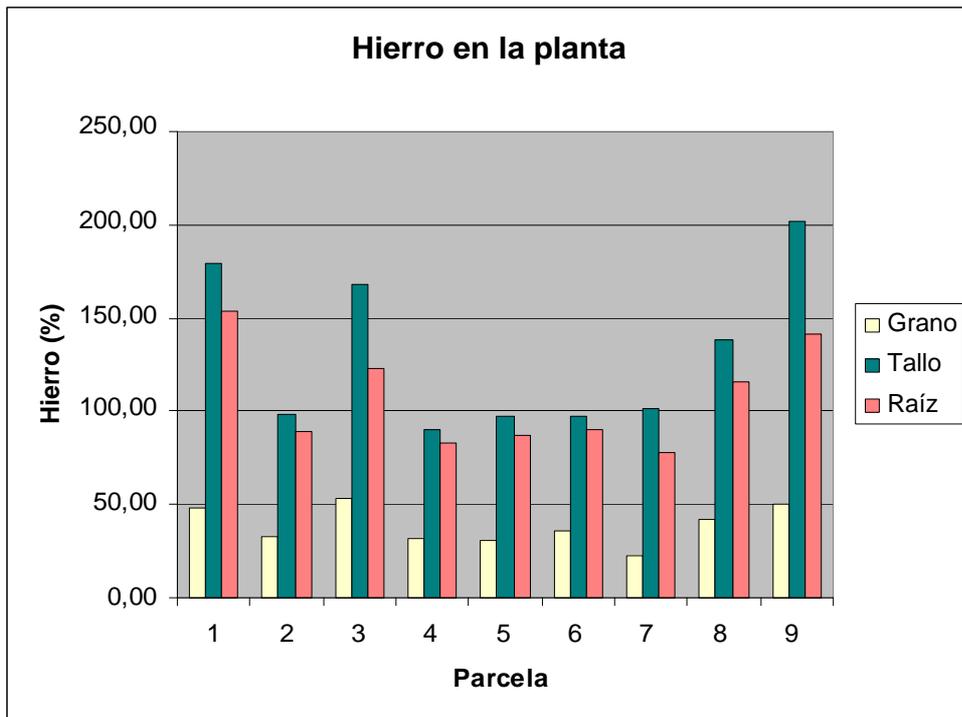


Figura 62: Hierro en los tejidos de la planta en ppm.

4.9.5 MANGANESO

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de manganeso en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	203	153	214	56	225	159
1 (10-20cm)	249	176	261	79	272	182
1 (20-30cm)	250	242	246	213	253	227
2 (0-10cm)	232	218	237	223	243	228
2 (10-20cm)	237	239	183	217	129	267
2 (20-30cm)	222	216	224	218	234	226
3 (0-10cm)	212	141	208	139	205	137
3 (10-20cm)	236	194	220	142	204	234
3 (20-30cm)	203	224	212	229	216	226
4 (0-10cm)	230	181	210	74	191	167
4 (10-20cm)	250	225	259	241	252	243
4 (20-30cm)	239	204	214	209	213	234
5 (0-10cm)	211	256	178	217	146	178
5 (10-20cm)	240	177	200	148	160	119
5 (20-30cm)	215	205	212	220	214	209
6 (0-10cm)	202	232	203	195	204	196
6 (10-20cm)	232	178	231	177	229	176
6 (20-30cm)	248	234	252	254	243	249
7 (0-10cm)	231	167	163	118	96	69
7 (10-20cm)	270	195	190	137	110	79
7 (20-30cm)	271	279	269	264	272	269
8 (0-10cm)	213	250	106	125	0	0
8 (10-20cm)	226	50	170	38	115	26
8 (20-30cm)	237	254	248	259	251	264
9 (0-10cm)	220	120	154	84	88	78
9 (10-20cm)	262	275	188	197	114	169
9 (20-30cm)	270	266	272	263	269	265

Tabla 58: Manganeso en los suelos en ppm.

Las concentraciones de manganeso son ligeramente inferiores en las capas más superficiales del suelo. Como ocurría con el hierro, varían de una parcela a otra sin relación aparente. Así aumentan o disminuyen alternativamente con independencia de la procedencia de las aguas

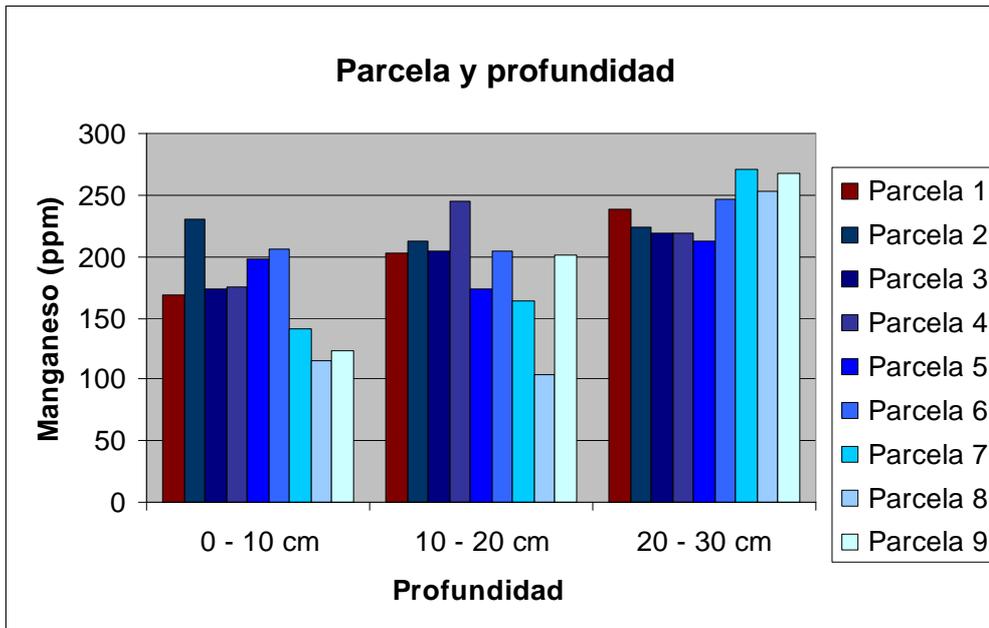


Figura 64: Manganeso en los suelos en ppm.

Para este nutriente la concentración del mismo, a grandes rasgos, disminuye en el suelo después de la cosecha.

En la gráfica siguiente se confirma que las variaciones del manganeso en los suelos no tienen ninguna relación aparente con las aguas o con la distancia a la depuradora:

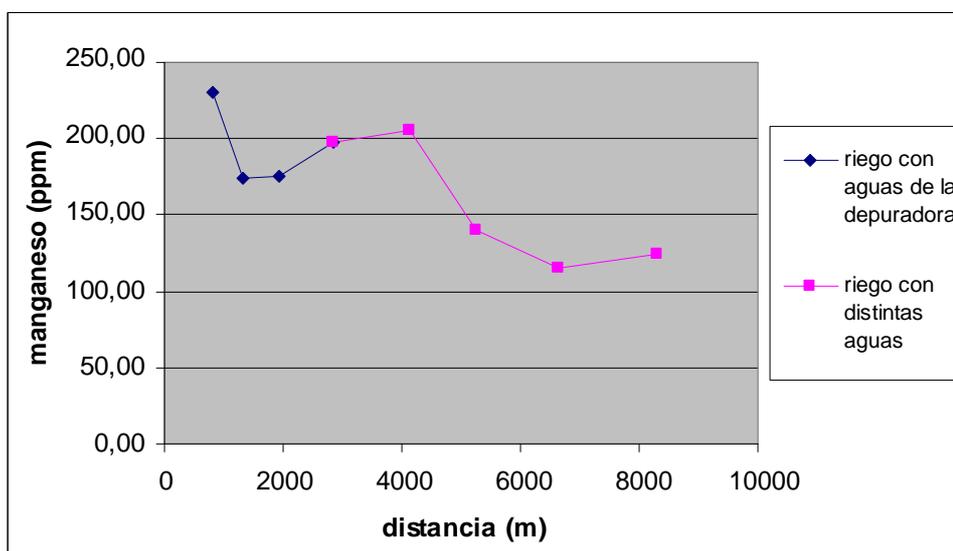


Figura 65: Manganeso en los suelos en ppm.

AGUAS

Concentraciones de manganeso en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm:

Parcela	1 ^a	2A	3A	4 ^a	5A	6A	7 ^a	8A	9A
En el campo	0,063	0,050	0,094	0,065	0,229	0,161	0,313	0,243	0,316
En la acequia	0,069	0,066	0,073	0,064	0,137	0,165	0,081	0,123	0,308

Tabla 59: Manganeso en el agua en ppm.

Las concentraciones de manganeso en las aguas tanto de las acequias como de los campos están por debajo de los límites que establece el Real Decreto 849/1986 de 2 ppm. Pero si bien siguen estando por debajo de las recomendaciones de la US-EPA para uso a corto plazo en suelos alcalinos o neutros (10 ppm), no ocurre lo mismo para las que establece con riego continuado que son de 0,2 ppm, que se superan a partir de la parcela 5 en los campos y también en la acequia en la número 9.

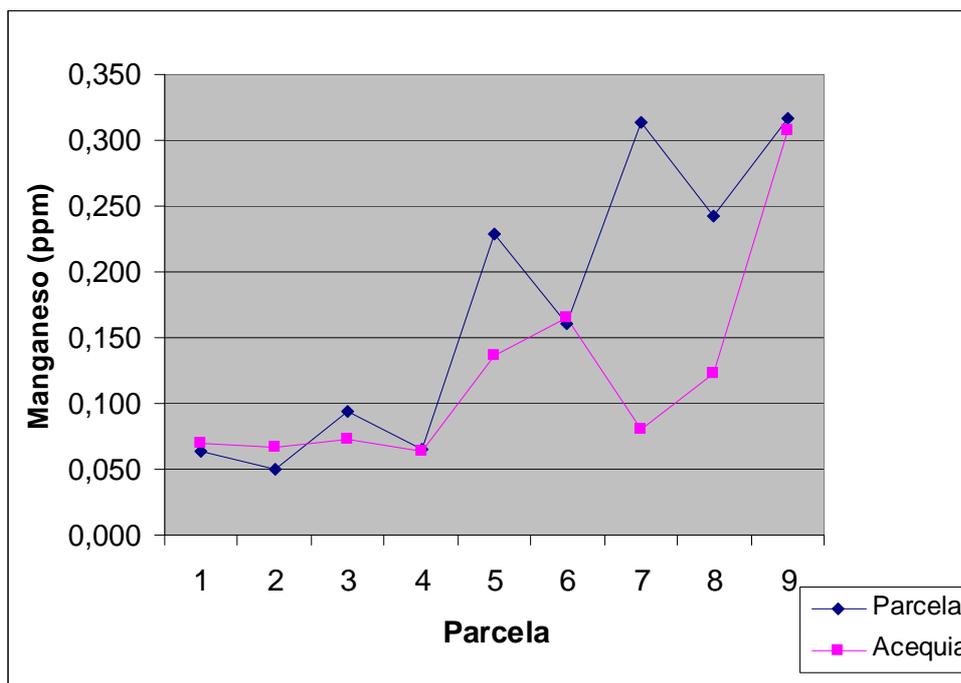


Figura 66 Manganeso en las aguas en ppm.

A partir de la grafica parece ser que se produce un arrastre de manganeso como lo demuestra que las concentraciones en agua sean cada vez mayores a lo largo de la línea de riego.

PLANTA

Concentraciones medias de manganeso obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	---	75,05	20,30	68,30	25,20	77,25	107,58
2	18,05	83,25	13,00	8,45	19,05	39,75	73,15
3	18,00	80,90	16,75	5,85	8,95	37,45	66,58
4	17,75	159,65	6,95	7,35	7,15	26,15	47,38
5	25,15	63,20	7,70	12,95	12,65	37,35	67,68
6	27,40	75,05	5,30	15,85	15,95	32,90	65,33
7	27,35	92,55	5,90	15,00	4,85	27,45	52,85
8	---	75,05	12,40	22,55	22,85	54,20	77,70
9	24,50	173,80	19,45	49,80	22,15	52,55	96,62

Tabla 60: Manganeso en la planta en ppm.

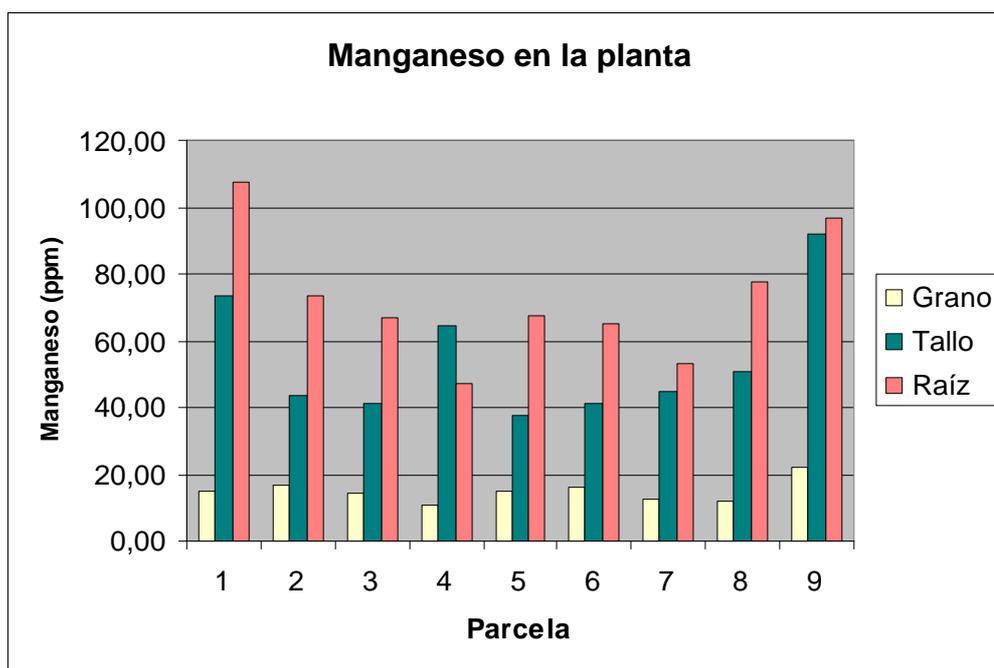


Figura 67: Manganeso en los tejidos de la planta en ppm.

Se observa que en todas las parcelas las concentraciones de manganeso son superiores en raíces y tallo que en grano. Los valores en grano están muy por debajo de lo que son valores tóxicos (> 2500 ppm²⁸²) y alcanzan la deficiencia (por debajo de los 20 ppm) en la mayoría de las parcelas. Vuelve a repetirse el hecho de la mayor concentración de manganeso en las raíces y el tallo de la planta frente al grano, lo que permite plantear el arroz como un sistema descontaminador del manganeso del suelo.

Tanto para el manganeso como para otros metales pesados es difícil determinar si las concentraciones en los suelos estudiados se deben únicamente a los aportes desde las aguas residuales o a que los fertilizantes y productos fitosanitarios aplicados al cultivo durante años también son otra fuente importante de estos metales. Así algunos fertilizantes utilizados en el arrozal de la zona incorporan Cd, Co, Cu, Zn, Fe y Mn, mientras que los plaguicidas normalmente empleados llevan como componentes Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe y Mn (Gimeno, Andreu y Boluda²⁸³, 2001).

²⁸² De TANAKA, A. y YOSHIDA, S. "Nutricional disorders of the rice plant in Asia". *Irrigation Technologies Bull.*, 1970, vol. 10, p. 51.

²⁸³ GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Impacto de la Actividad Agrícola sobre el Aporte de Metales Pesados en Suelos del Parque Natural de la Albufera de València". Dossier Agraris nº 7. Sols Contaminats. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, 2001.

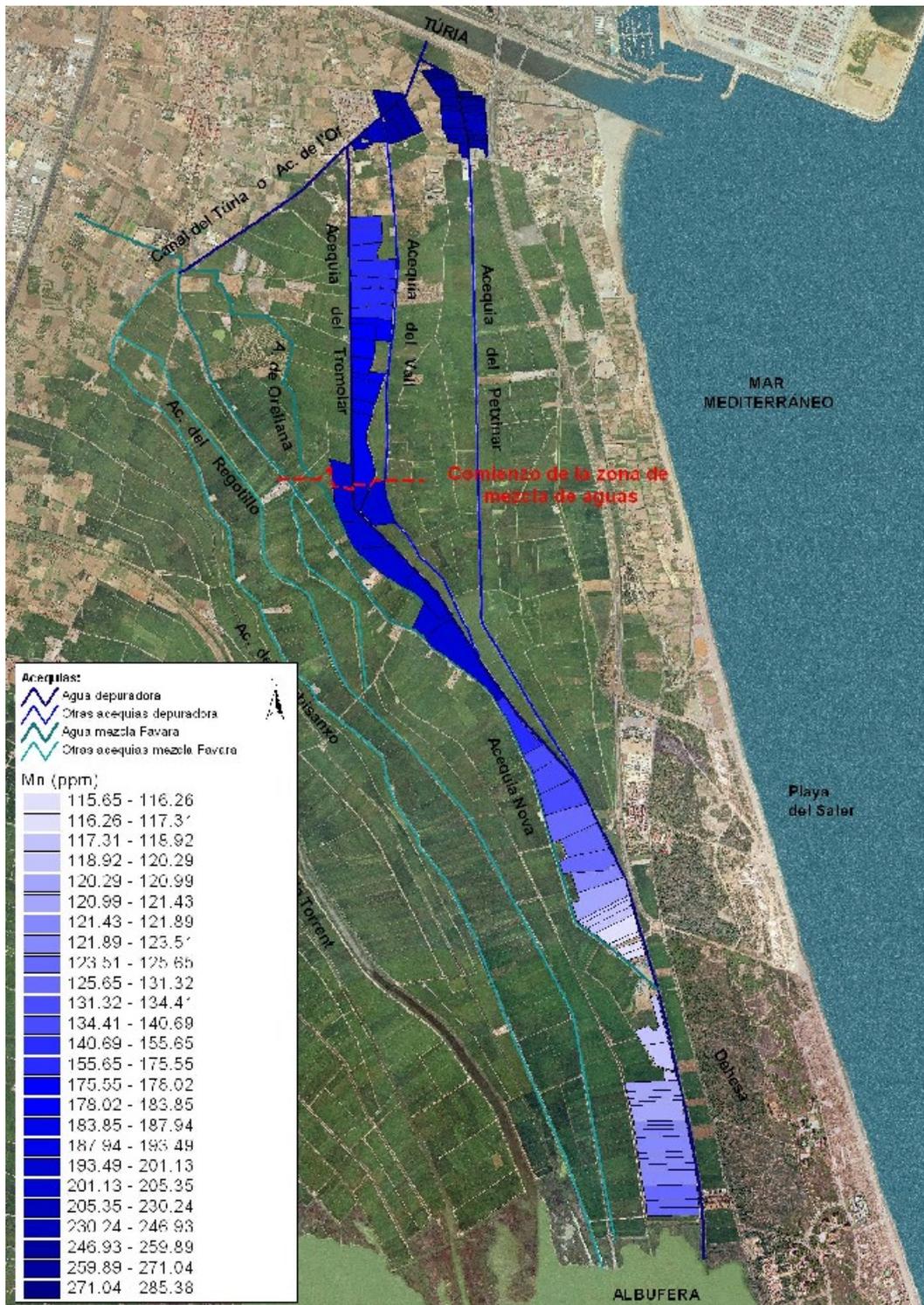


Figura 68: Evolución del manganeso a lo largo de la línea de riego.

4.9.6 NÍQUEL

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de níquel en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	49,3	35,6	48,2	34,8	47,0	34,0
1 (10-20cm)	39,7	40,5	33,3	32,6	27,0	26,4
1 (20-30cm)	35,3	35,5	37,5	32,0	43,2	39,0
2 (0-10cm)	36,3	42,5	32,2	72,9	28,0	63,5
2 (10-20cm)	31,3	34,7	31,9	35,4	32,6	36,1
2 (20-30cm)	24,7	27,3	28,9	31,5	29,0	32,1
3 (0-10cm)	49,7	45,6	41,9	38,4	34,0	31,2
3 (10-20cm)	42,9	47,7	36,2	40,2	29,4	32,7
3 (20-30cm)	38,1	42,3	38,8	42,1	41,2	42,3
4 (0-10cm)	46,0	38,3	39,7	33,0	33,4	27,7
4 (10-20cm)	34,6	26,4	29,6	22,6	24,6	28,7
4 (20-30cm)	40,7	35,3	36,7	33,2	34,2	36,5
5 (0-10cm)	35,9	34,8	32,2	17,2	28,4	24,8
5 (10-20cm)	39,2	37,6	34,5	11,0	33,8	22,8
5 (20-30cm)	34,8	33,7	31,0	25,7	42,4	28,6
6 (0-10cm)	38,3	26,1	24,6	16,8	11,0	7,5
6 (10-20cm)	35,1	18,9	28,6	15,4	22,0	11,9
6 (20-30cm)	32,0	31,2	35,6	32,8	33,9	38,9
7 (0-10cm)	42,3	28,6	31,7	21,4	21,0	14,2
7 (10-20cm)	34,6	23,3	23,5	15,8	12,4	8,3
7 (20-30cm)	34,4	33,1	36,6	37,8	37,1	38,2
8 (0-10cm)	32,2	22,7	21,6	15,2	11,0	17,7
8 (10-20cm)	31,0	32,1	23,6	24,4	16,2	16,7
8 (20-30cm)	32,6	33,6	33,4	37,6	38,9	40,2
9 (0-10cm)	34,3	31,6	23,8	21,9	13,2	12,2
9 (10-20cm)	32,8	30,6	22,1	20,6	11,4	10,6
9 (20-30cm)	27,8	25,6	21,1	22,8	20,6	21,6

Tabla 61: Níquel en el suelo en ppm.

Los valores de níquel en el suelo están dentro de lo que se consideran normales en suelos agrícolas, que según Kloké²⁸⁴ (1982) oscilan entre 2 y 50 ppm. Únicamente hay valores superiores a estos en los datos de la parcela 2 de octubre de 2002 pero muy lejos de alcanzar niveles a los que se podrá hablar de contaminación.

Según estudios en otros cultivos de cereales (VÁZQUEZ et al²⁸⁵, 2001) el níquel tiende a acumularse en los suelos, sin embargo, a partir de los datos parece que la absorción por el cultivo o quizás los arrastres por el agua parecen compensar esto, pues a lo largo del tiempo las concentraciones de zinc en los estratos superiores del suelo disminuyen; aunque globalmente se mantiene una constancia de la concentración total de níquel en el suelo tanto antes como después de las cosechas, quizás debido a los aportes externos en forma de abonos y productos fitosanitarios.

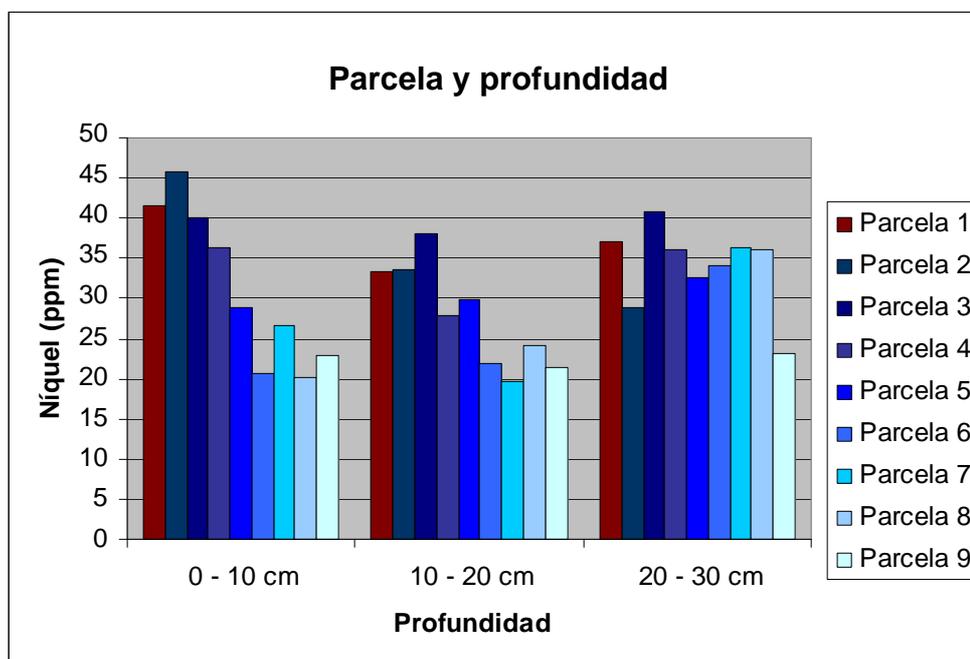


Figura 69: Análisis del níquel (ppm) en los suelos.

²⁸⁴ KLOKE, A. "Reuse of sludges and treated waste water in agriculture. Troubles arising from the contamination of soils with heavy metals and from application of sludges and treated waste water in agriculture". *Water Science and Technology*, 1982, vol. 14, p. 61.72.

²⁸⁵ VÁZQUEZ, A., JUSTIN, L., SIEBE, C., ALCÁNTAR, G. y DE LA ISLA, M.L. "Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México". *Agrociencia*, 2001, vol. 35, p. 267-274.

Si se representa la concentración de cobre en los primeros 10 cm de suelo con respecto a la distancia a la depuradora se obtiene la gráfica:

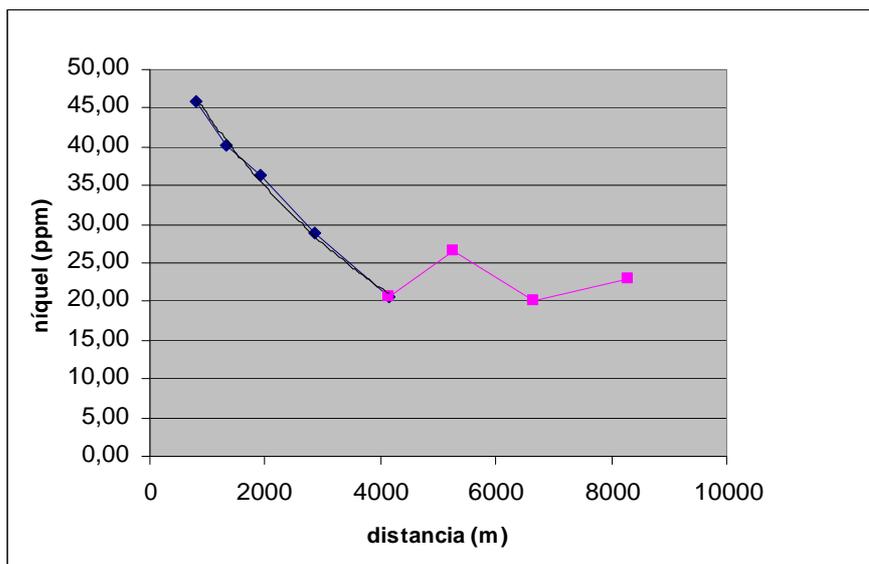


Figura 70: Níquel en los primeros 10 cm de suelo a lo largo de la línea de riego en ppm.

Se aprecia que las concentraciones para las parcelas que reciben agua sólo de la depuradora (las cuatro primeras de la gráfica) se aproximan a una exponencial que responde a la fórmula $y=55,911e^{-0,0002x}$ con $R^2= 0,9961$ ("y" es la conductividad eléctrica en dS/m y "x" es la distancia en metros). Esto parece indicar una relación entre el agua de la depuradora y el níquel en el suelo, lo que por otra parte es lógico.

AGUAS

Concentraciones de níquel obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo expresado en ppm:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5A	6A	7ª	8A	9A
En el campo	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,04	0,04	0,04
En la acequia	0,03	0,03	0,05	0,01	0,02	0,05	0,04	0,03	0,06

Tabla 62: Níquel en agua en ppm.

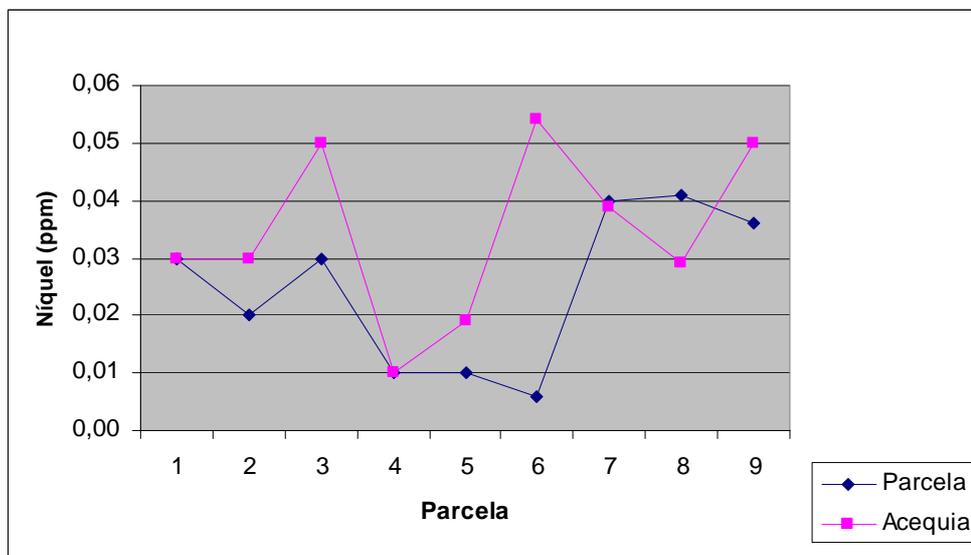


Figura 71: Níquel en las aguas en ppm.

Las concentraciones de níquel en las aguas tanto de las acequias como de los campos están por debajo de los 0,2 ppm que establecen las recomendaciones de la FAO y de la US-EPA para un riego continuado y también inferiores a los límites del Real Decreto 849/1986 de 2 ppm.

Las pequeñas concentraciones en las aguas implican además una gran variabilidad, lo que no permite establecer ningún tipo de relación.

PLANTA

Las concentraciones medias de níquel obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm son:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	< 1 ppm	1,30	< 1 ppm	2,85	1,10	1,95	28,47
2	< 1 ppm	< 1 ppm	< 1 ppm	1,45	< 1 ppm	< 1 ppm	24,30
3	< 1 ppm	< 1 ppm	< 1 ppm	6,60	< 1 ppm	1,75	38,45
4	< 1 ppm	< 1 ppm	< 1 ppm	1,10	< 1 ppm	1,05	25,05
5	< 1 ppm	2,45	34,30				
6	< 1 ppm	19,00					
7	< 1 ppm	3,90	50,60				
8	< 1 ppm	2,55	33,70				
9	< 1 ppm	< 1 ppm	< 1 ppm	< 1 ppm	1,85	2,00	28,00

Tabla 63: Níquel en la planta en ppm.

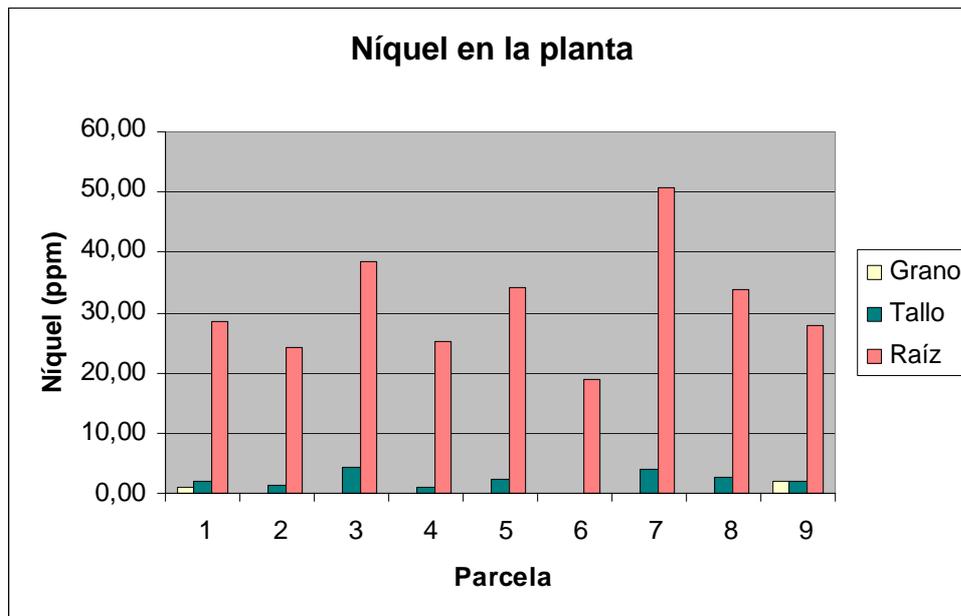


Figura 72: Níquel en la planta en ppm.

Los resultados obtenidos según la bibliografía²⁸⁶ están dentro de los valores habituales de níquel en el arroz. Como ocurre con otros elementos traza parece ser que el níquel se concentra en las raíces siendo más difícil que alcance niveles peligrosos en tallo y sobre todo en grano. De nuevo es el conjunto de la planta el que permite producir un efecto global de extracto del metal pesado de los suelos.

²⁸⁶ TINARELLI, A. El Arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

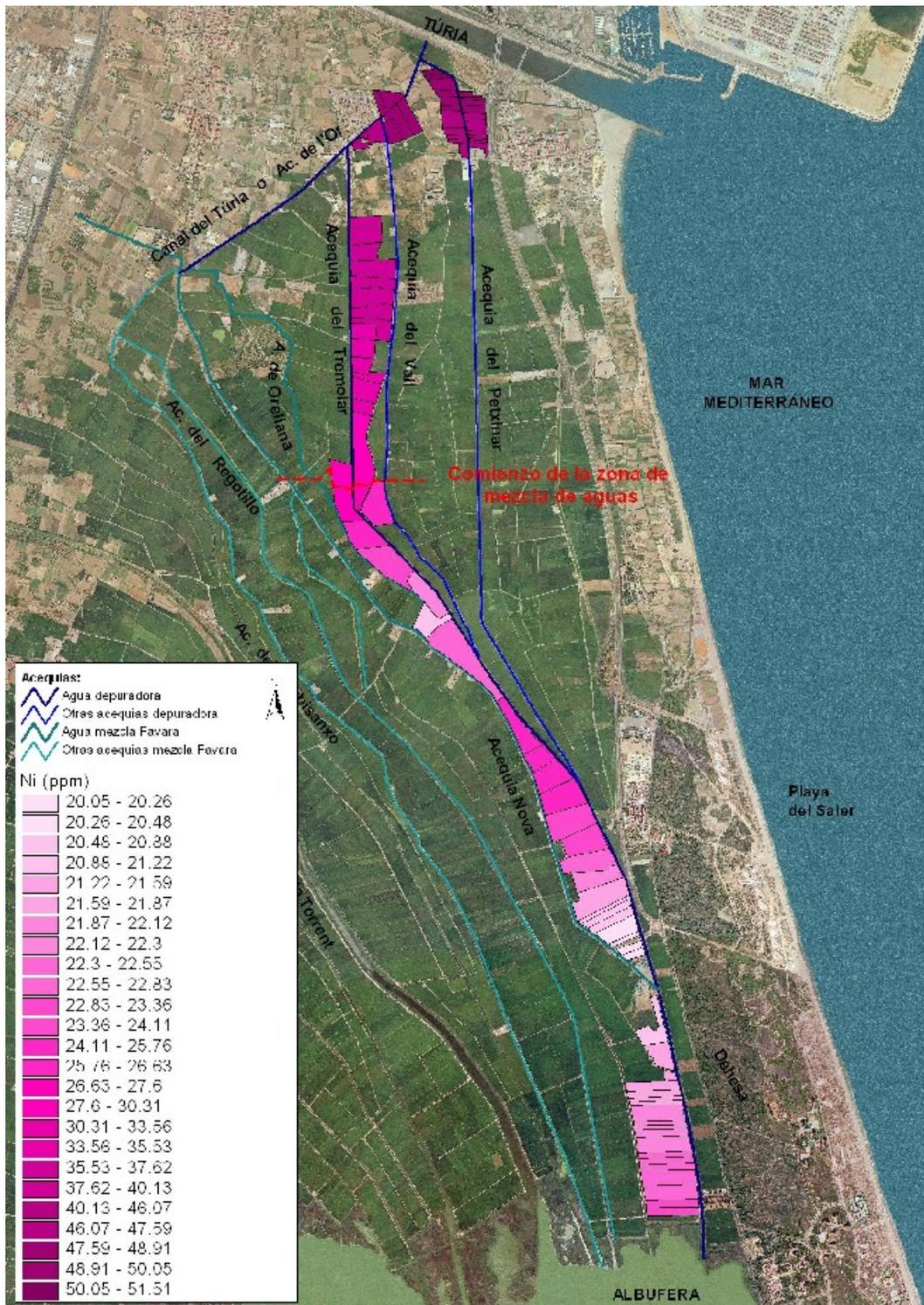


Figura 73: Evolución del níquel a lo largo de la línea de riego.

4.9.7 PLOMO

SUELOS

Parece que hay indicios de que el plomo se acumula en los suelos como se observa en la tabla siguiente:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	195,670	212,000	213,835	244,000	232,000	264,727
1 (10-20cm)	201,590	205,000	198,795	216,000	196,000	212,963
1 (20-30cm)	177,530	189,000	181,000	182,000	179,000	192,000
2 (0-10cm)	197,040	209,000	123,970	183,000	50,900	75,137
2 (10-20cm)	188,360	211,499	210,180	236,000	232,000	260,501
2 (20-30cm)	173,540	190,000	188,000	201,000	203,000	205,000
3 (0-10cm)	230,030	193,489	233,015	196,000	236,000	198,511
3 (10-20cm)	212,190	200,090	212,095	200,000	212,000	199,910
3 (20-30cm)	189,840	192,000	189,755	176,000	189,670	187,000
4 (0-10cm)	206,480	203,000	214,000	218,000	220,000	227,000
4 (10-20cm)	187,960	199,000	185,980	232,000	184,000	229,530
4 (20-30cm)	215,900	198,000	208,729	230,834	207,000	228,377
5 (0-10cm)	193,990	196,000	215,995	208,000	238,000	234,000
5 (10-20cm)	191,920	202,000	209,960	232,000	228,000	251,934
5 (20-30cm)	166,260	179,000	181,888	159,000	197,516	172,661
6 (0-10cm)	185,560	201,000	189,780	256,000	194,000	261,692
6 (10-20cm)	182,730	228,702	185,365	232,000	188,000	235,298
6 (20-30cm)	175,600	178,000	164,000	180,567	184,000	205,000
7 (0-10cm)	192,650	236,000	190,325	252,000	188,000	248,922
7 (10-20cm)	182,340	248,690	167,170	228,000	152,000	207,310
7 (20-30cm)	161,450	174,000	182,000	188,000	165,484	170,940
8 (0-10cm)	179,550	249,075	178,775	248,000	178,000	246,925
8 (10-20cm)	175,460	187,000	167,730	124,000	160,000	118,285
8 (20-30cm)	186,190	201,000	177,987	133,283	169,785	214,000
9 (0-10cm)	193,690	212,269	178,845	196,000	164,000	179,731
9 (10-20cm)	187,910	207,000	197,000	192,000	144,000	140,345
9 (20-30cm)	171,740	176,000	180,048	172,000	159,000	180,000

Tabla 64: Plomo en el suelo en ppm.

En general se aprecian altos niveles de plomo para las distintas parcelas y para las tres profundidades, pero que son muy similares entre ellos, disminuyendo ligeramente en la mayor profundidad y en las dos últimas parcelas.

De nuevo no se observa una variación apreciable en los contenidos de plomo en los suelos durante los tres periodos antes y después de la cosecha, aunque parece que el efecto de las plantas es mantener la concentración de la mayor parte de los nutrientes y elementos traza.

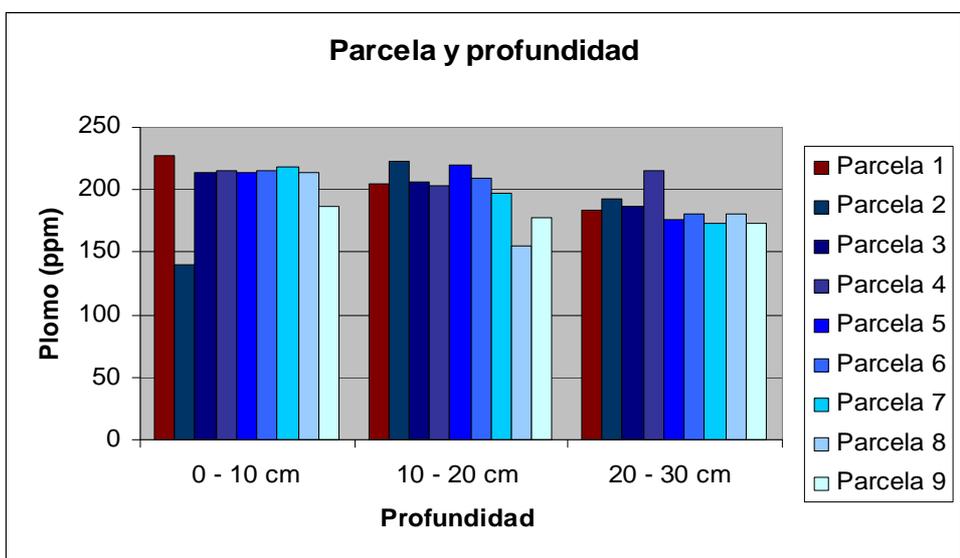


Figura 74: Plomo en los suelos en ppm.

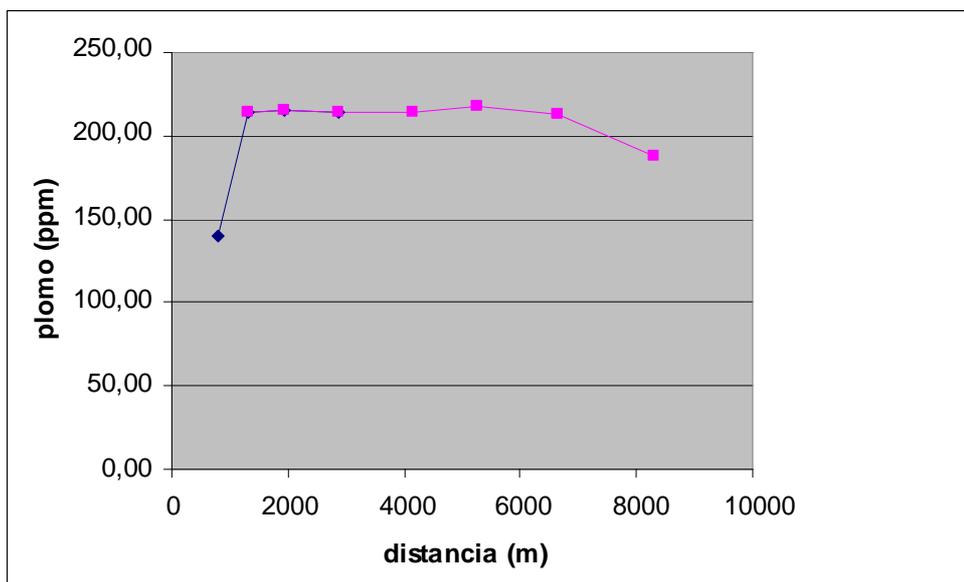


Figura 75: Evolución de plomo en el suelo en ppm.

En la figura anterior al representar las concentraciones a lo largo de la línea de riego en distancias reales no se aprecia ninguna relación entre las concentraciones de plomo en suelo y la distancia a la depuradora:

Por último, analizando los datos de la tabla temporalmente, podría haber una tendencia a la acumulación en el suelo como lo indican otros estudios, pero sería necesario hacer un seguimiento durante más tiempo para afirmar esto categóricamente.

AGUAS

Las concentraciones de plomo obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm son:

Parcela	1A	2A	3A	4A	5A	6A	7A	8A	9A
En el campo	0,08	0,16	0,19	0,20	0,23	0,75	0,72	0,83	0,33
En la acequia	0,27	0,27	0,17	0,16	0,33	0,70	0,82	0,71	0,29

Tabla 65: Plomo en el agua en ppm.

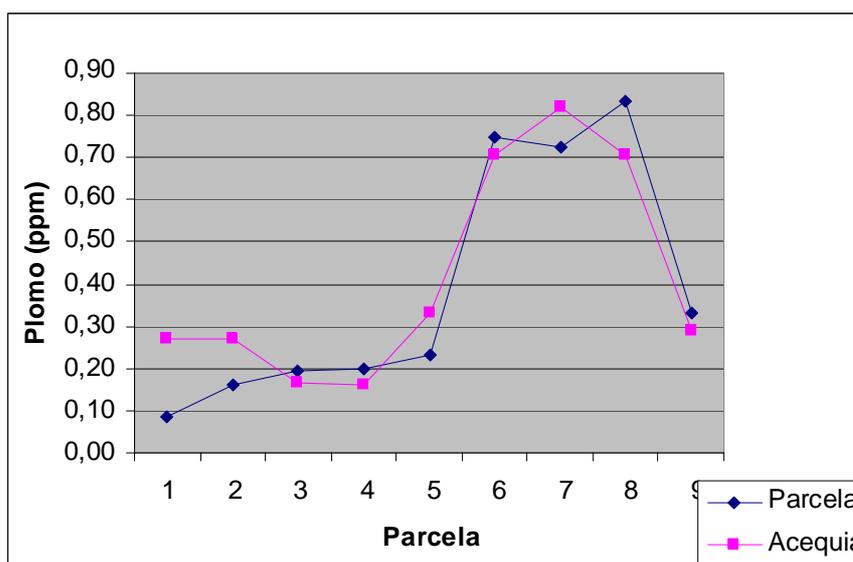


Figura 76: Plomo en las aguas en ppm.

Las concentraciones de plomo en las aguas en todos los casos, tanto en acequia como en parcelas, están por debajo de los 5 ppm que establecen las recomendaciones de la FAO y de la US-EPA para aguas para un riego continuado.

Estas concentraciones en aguas hacen suponer que éstas no son el origen de los niveles puntualmente altos en suelos o plantas.

PLANTA

Concentraciones medias de plomo obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	5,50	9,00	3,00	32,00	0,50	6,00	63,0
2	4,00	8,50	4,15	23,50	1,00	7,00	59,5
3	4,50	8,00	8,50	18,00	2,00	6,00	38,5
4	3,00	6,00	4,00	9,50	2,50	7,50	49,0
5	3,50	5,50	4,50	15,50	2,50	7,50	52,5
6	1,00	47,00	10,50	22,00	4,50	5,50	42,0
7	6,00	4,50	4,50	7,00	3,50	7,00	52,5
8	1,00	6,50	4,50	14,50	5,00	8,50	56,0
9	2,50	13,50	4,50	11,00	5,00	6,50	49,0

Tabla 66: Plomo en la planta en ppm.

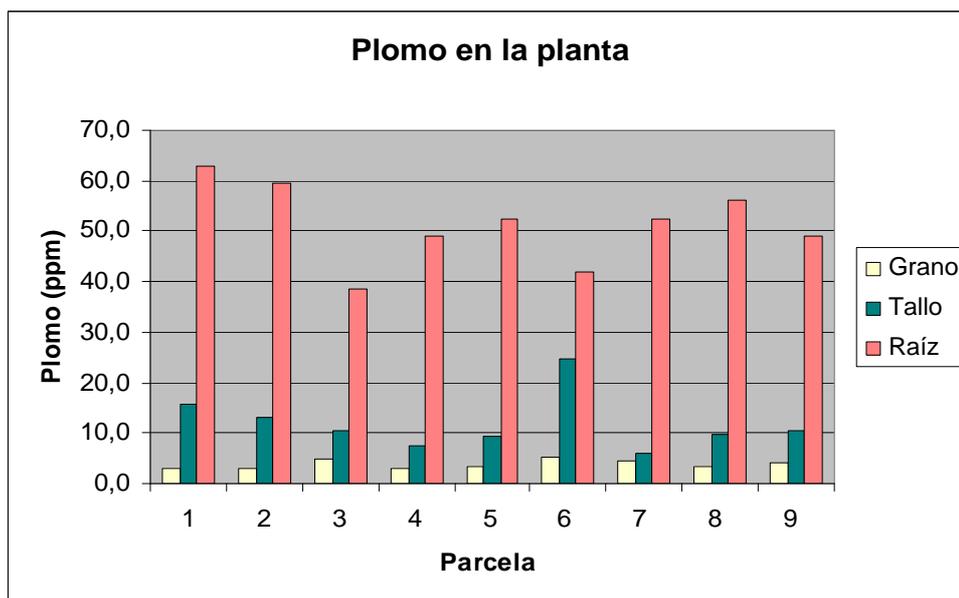


Figura 77: Plomo en los tejidos de la planta en ppm.

Como se observa en la tabla y en la gráfica las concentraciones son mayores en raíz que en tallo y en tallo superiores que en grano, lo que es un indicio de que se acumula en estos sin que llegue a niveles tóxicos en grano que puedan pasar a la cadena alimenticia, como ya se ha observado en otros estudios sobre este metal en otros cereales²⁸⁷. Sin embargo, tanto en tallo como en raíz y en grano los valores son superiores a los valores medios de plomo en el arroz. Por otro lado, en algunas de las parcelas se observa niveles exagerados de plomo en tallo y hojas, como se muestra claramente en la parcela 6; esto puede deberse a la proximidad de algunas de los puntos de muestreo a la carretera y a la contaminación por plomo por los humos de los automóviles o a los restos de plomo de los cartuchos de la caza de aves en la Albufera. Esto se demuestra en otros estudios como el realizado por De León y colaboradores en 1988 en el que los cereales y verduras cultivados en la proximidad de carreteras y autopistas presentan elevados contenidos en mercurio y plomo. Otro estudio similar es el ya mencionado de Peris²⁸⁸ y colaboradores en 1988, sobre los contenidos de plomo en las hojas de las plantas de las ciudades. En éste se concluyó que las plantas con mayor exposición al tráfico, las que hay a la entrada de las ciudades donde este es más intenso, son las que tienen mayor concentración en este elemento.

Para finalizar las observaciones sobre el plomo se constata de nuevo que la planta de arroz se comporta como un moderado sistema depurador de este metal en los suelos.

²⁸⁷ VÁQUEZ, A., JUSTIN, L., SIEBE, C., ALCÁNTAR, G. y DE LA ISLA, M.L. “Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México”. *Agrociencia*, 2001, vol. 35, p. 267-274.

²⁸⁸ PERIS, E., MILLÁN, M.C., PASCUAL, J., LLOPIS, J.V. y MARTÍN, M. “Análisis de la absorción de plomo en las hojas de plantas urbanas en la ciudad de Valencia”. En COMUNICACIONES al Congreso de Química Analítica. Palma de Mallorca, 1988.

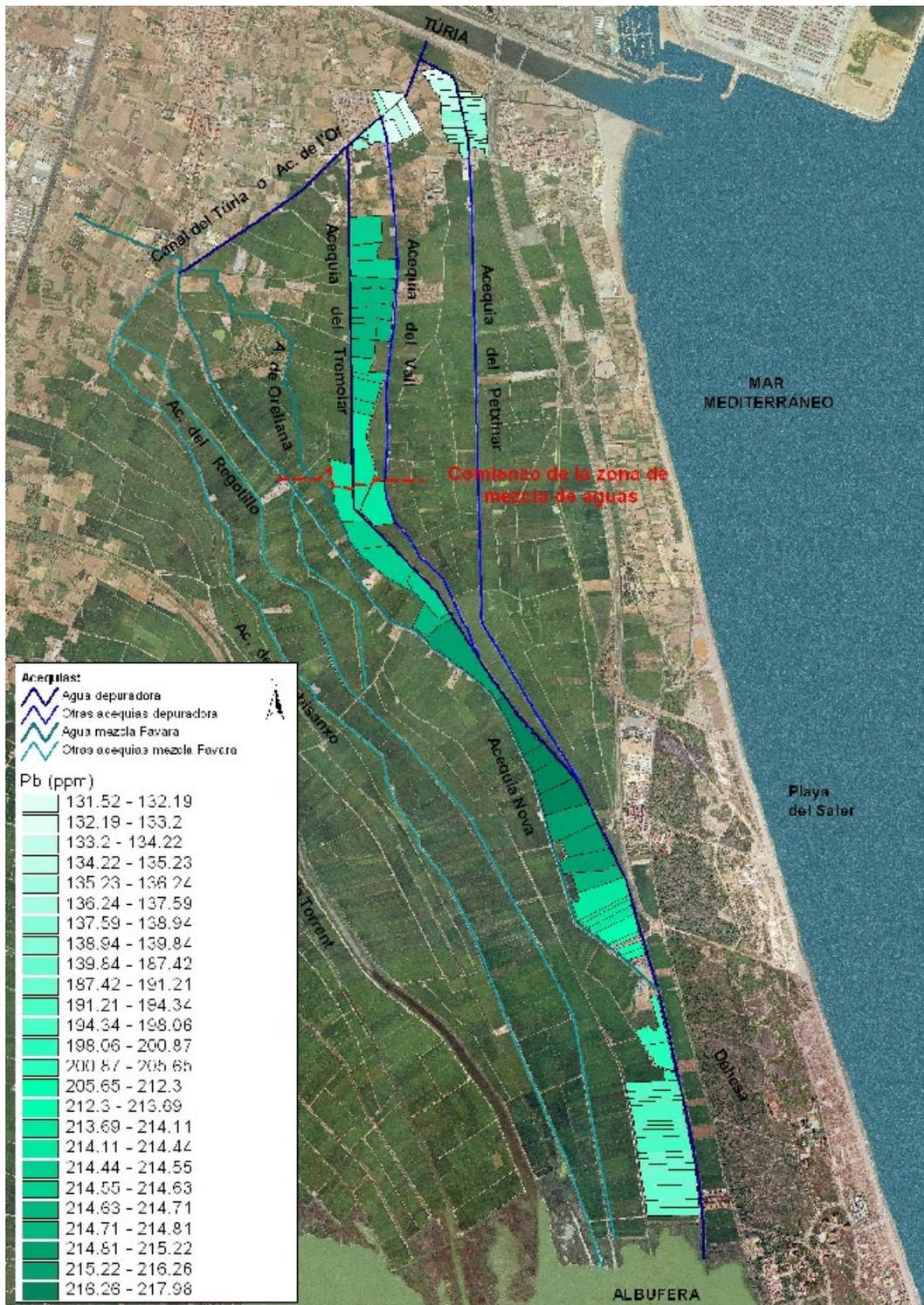


Figura 78: Evolución del plomo a lo largo de la línea de riego.

4.9.8 ZINC

SUELOS

En la tabla siguiente se presentan los valores medios de zinc en suelos expresados en ppm de suelo seco:

Parcela y profundidad	2001 antes cosecha	2001 después cosecha	2002 antes cosecha	2002 después cosecha	2003 antes cosecha	2003 después cosecha
1 (0-10cm)	31	23	42	23	90	34
1 (10-20cm)	14	26	34	81	54	104
1 (20-30cm)	79	76	68	74	59	83
2 (0-10cm)	71	124	234	444	136	178
2 (10-20cm)	41	78	124	235	90	140
2 (20-30cm)	26	45	38	29	34	29
3 (0-10cm)	123	111	245	234	303	221
3 (10-20cm)	45	65	84	74	113	70
3 (20-30cm)	40	37	28	51	62	43
4 (0-10cm)	25	76	164	184	152	167
4 (10-20cm)	18	45	54	58	51	59
4 (20-30cm)	19	23	16	27	18	29
5 (0-10cm)	96	67	78	63	58	46
5 (10-20cm)	69	45	58	33	53	39
5 (20-30cm)	14	21	22	18	24	17
6 (0-10cm)	11	79	106	159	34	143
6 (10-20cm)	30	49	78	150	43	138
6 (20-30cm)	7	14	18	16	21	25
7 (0-10cm)	12	45	64	75	50	68
7 (10-20cm)	6	34	47	58	34	67
7 (20-30cm)	55	48	37	43	35	52
8 (0-10cm)	42	22	54	37	81	67
8 (10-20cm)	0	26	24	23	25	28
8 (20-30cm)	33	45	26	42	34	24
9 (0-10cm)	40	107	86	123	15	56
9 (10-20cm)	19	67	34	83	16	34
9 (20-30cm)	73	65	49	86	57	65

Tabla 67: Zinc en el suelo en ppm.

Los valores de zinc en los suelos se encuentran dentro de lo que se puede considerar normales, salvo para las parcelas 2 y 3 que tienen valores más altos

sin llegar a ser preocupantes²⁸⁹. Estos valores de zinc más elevados en las parcelas que reciben agua directamente de la depuradora parecen indicar que las aguas de esta procedencia son la fuente del zinc. Lo cual se ve apoyado por el hecho del que el zinc esté en mayores concentraciones cuanto más superficial es la capa del suelo como se ve en la gráfica siguiente. El que las concentraciones aumenten con el tiempo parece señalar que los aportes son mayores que las pérdidas (por el cultivo, por lixiviación o por arrastre del agua).

De la misma forma que en otros elementos traza, no parece que el contenido de zinc total en los suelos se vea afectado por la absorción del mismo por la planta del arroz.

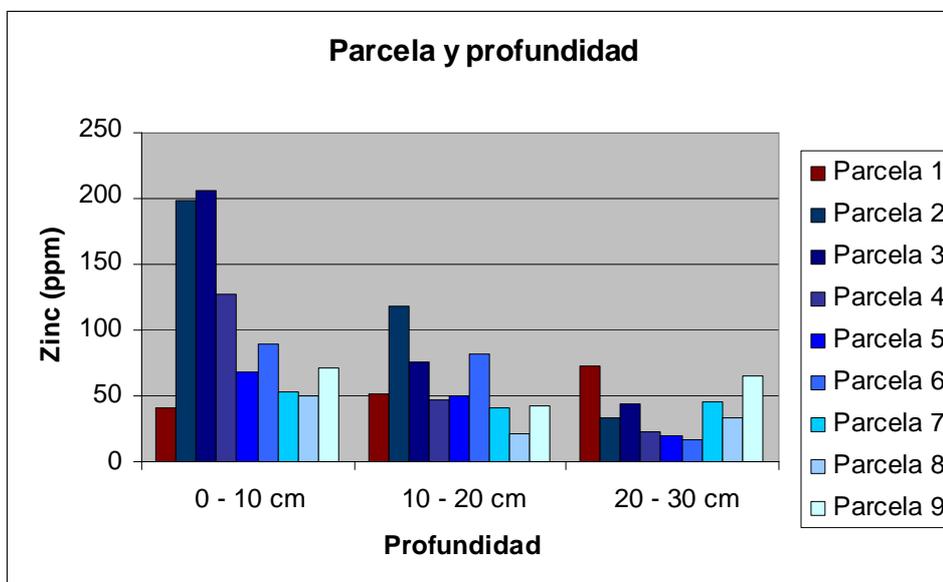


Figura 79: Zinc en los suelos en ppm.

Si se busca algún tipo de relación entre las concentraciones de zinc en suelo y la distancia a la depuradora centrándonos en las parcelas que reciben aguas únicamente de la depuradora, se observa que las concentraciones para estas parcelas (de la 2 a la 5, las cuatro primeras de la gráfica siguiente) se aproximan a una exponencial que responde a la fórmula $y=363,98e^{-0,0006x}$ con $R^2= 0,9255$ ("y" es la conductividad eléctrica en dS/m y "x" es la distancia en

²⁸⁹ Véanse los límites propuestos para elementos que pueden acumularse en suelos agrícolas en KLOKE, A. "Reuse of sludges and treated waste water in agriculture. Troubles arising from the contamination of soils with heavy metals and from application of sludges and treated waste water in agriculture". *Water Science and Technology*, 1982, vol. 14, p. 61.72.

metros). Esto sugiere una relación entre el agua de la depuradora y el zinc en el suelo que parece retener este elemento que hace disminuir su concentración a lo largo de los suelos de la línea de riego.

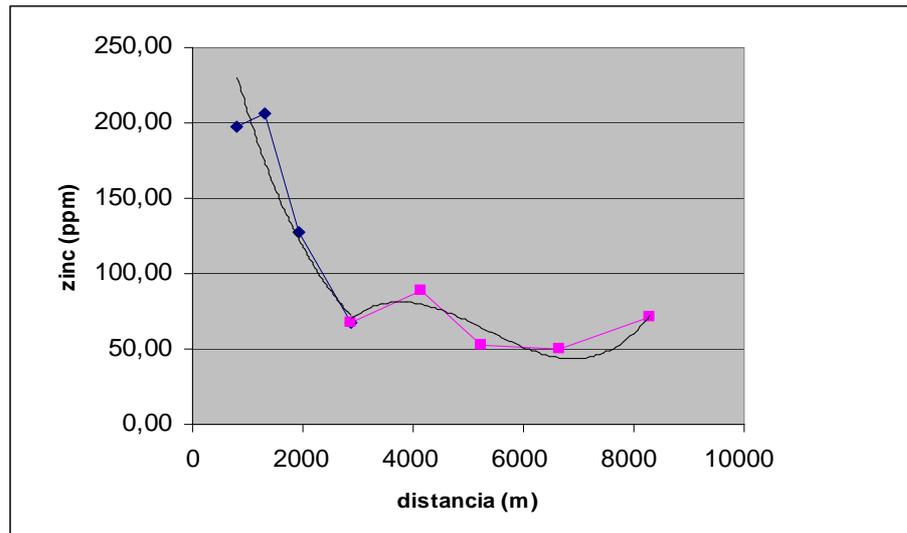


Figura 80: Zinc primeros 10 cm de los suelos en ppm.

Si se compara la tendencia de las concentraciones de zinc en los suelos con las de cobre y níquel se puede establecer una semejanza en el comportamiento de estos tres elementos, como se aprecia en las gráficas siguientes. Esto era de esperar ya que son elementos con propiedades químicas similares como lo demuestra su situación en la tabla periódica.

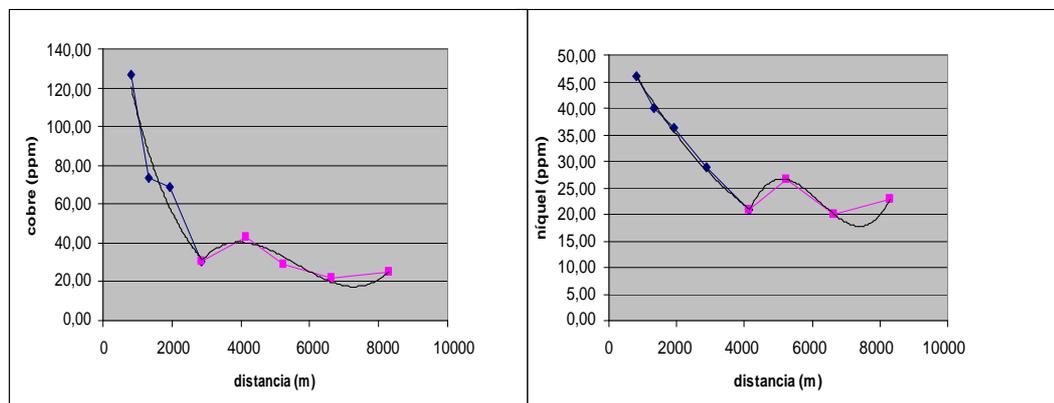


Figura 81: Líneas de tendencia de cobre y níquel en los suelos en ppm.

AGUAS

Las concentraciones de zinc obtenidas en las aguas de las acequias y de las parcelas durante la inundación del cultivo en junio expresado en ppm son:

Parcela	1A	2A	3A	4 ^a	5 ^a	6A	7A	8 ^a	9A
En el campo	0,015	0,020	0,010	0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
En la acequia	0,016	0,036	0,018	0,017	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010

Tabla 68: Zinc en el agua en ppm.

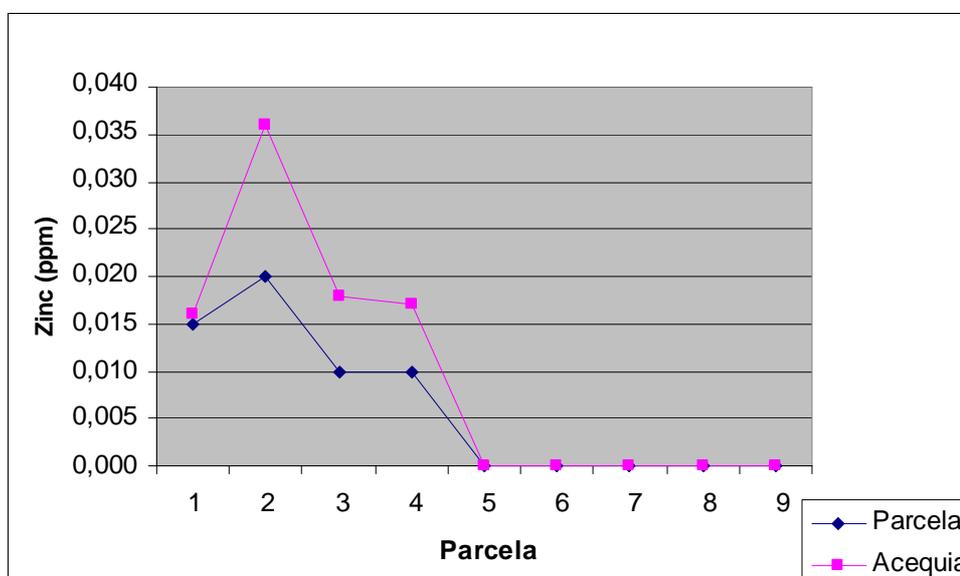


Figura 82: Zinc en las aguas en ppm.

Las concentraciones de zinc en las aguas están muy por debajo de las concentraciones máximas permisibles recomendadas por la FAO para las aguas de riego (2 ppm) y de los límites establecidos por el Real Decreto 849/1986 (3 ppm). Además con el aumento del pH la toxicidad del zinc disminuye.

Pero, a pesar de las bajas concentraciones de zinc en las aguas, parece confirmarse la hipótesis de que el agua es el origen de las mayores concentraciones de zinc de las parcelas. Es decir, las parcelas que más zinc tienen en el suelo son las que reciben aguas con mayores niveles de zinc, las de la depuradora. Concentración que progresivamente disminuye en la acequia y en los suelos de las parcelas conforme aumenta la distancia a la salida de la depuradora.

PLANTA

Concentraciones medias de zinc obtenidas en las plantas en el momento de la cosecha expresadas en ppm:

Parcela	2001 grano	2001 tallo	2002 grano	2002 tallo	2003 grano	2003 tallo	2003 raíz
1	---	35,16	22,61	23,81	29,19	22,03	90,09
2	27,56	21,15	17,93	31,86	35,70	16,08	81,69
3	22,75	22,03	21,16	23,33	21,09	19,28	101,71
4	23,93	27,61	17,62	8,97	21,94	15,05	78,68
5	20,54	18,21	16,90	17,39	23,74	12,67	67,76
6	24,64	14,76	15,16	8,18	22,62	13,71	88,48
7	25,81	16,29	19,20	13,24	23,07	17,33	88,62
8	---	18,64	19,66	12,68	35,60	22,46	66,15
9	25,31	17,63	28,12	31,85	29,62	17,77	98,14

Tabla 69: Zinc en la planta en ppm.

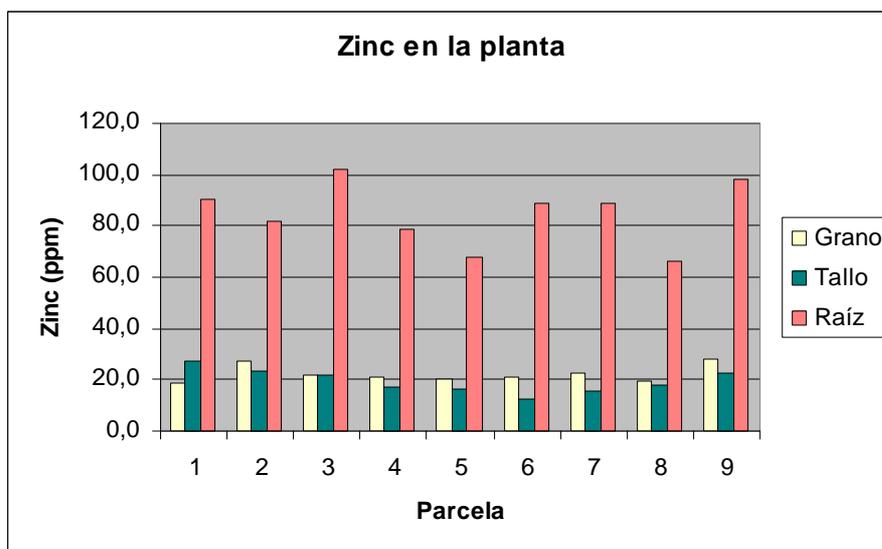


Figura 83: Zinc en los tejidos de la planta en ppm.

Los valores de zinc en la planta se consideran normales en el arroz, siendo mayores los valores en raíces que en grano y en tallo. Los valores considerados tóxicos sobrepasan de los 1500 ppm en tallo y la deficiencia es inferior a los 10 ppm en grano²⁹⁰.

²⁹⁰ TANAKA, A. y YOSHIDA, S. "Nutritional disorders of the rice plant in Asia". *Irrigation Technologies Bull.*, 1970, vol. 10, p. 51.

También para este nutriente la planta actúa en conjunto como sistema que concentra la mayor parte del zinc acumulado en los suelos.

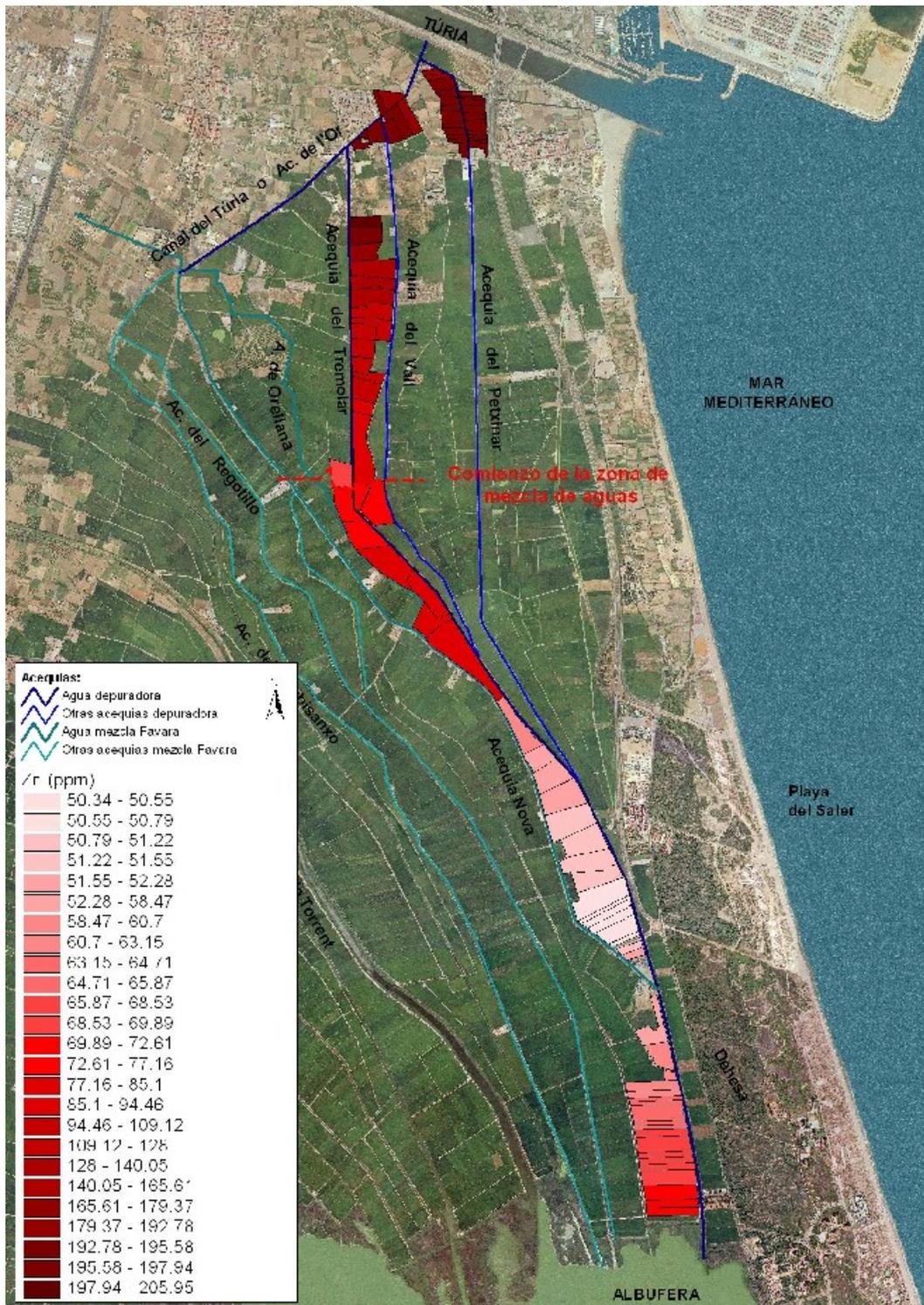


Figura 84: Evolución del zinc a lo largo de la línea de riego.

4.10 OTROS PARÁMETROS

A continuación se analizan otros parámetros de los suelos que no sólo pueden influir en estos por sí mismos, sino también por su interacción con otros componentes del suelo, y en la absorción y mayor disponibilidad para la planta. Así, por ejemplo el sodio puede reemplazar por absorción al potasio.

El análisis de algunos parámetros se plantea a posteriori de la obtención de los primeros resultados, como ya se comenta sin ser parte de los elementos centrales en el suelo, y no se pueden descartar por la importancia que tienen en el suelo y por su posible influencia sobre los demás parámetros.

4.10.1 SODIO

Las cantidades de sodio obtenidas en el muestreo de suelos que se hizo en marzo de 2003 son:

	PARCELA								
Profundidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9
De 0 a 10 cm	2,29	2,53	2,36	2,67	2,69	2,38	2,45	2,43	2,27
De 10 a 20 cm	2,14	2,43	2,21	2,51	2,71	2,40	2,73	2,71	2,51
De 20 a 30 cm	2,10	2,49	2,19	2,34	2,42	2,23	2,48	2,24	2,26

Tabla 70: Sodio en los suelos (g/kg ss).

4.10.2 CALCIO

Las cantidades de calcio obtenidas en el muestreo de suelos de marzo de 2003 son:

	PARCELA								
Profundidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9
De 0 a 10 cm	10,7	12,89	11,23	9,43	8,98	12,68	10,76	12,45	11,39
De 10 a 20 cm	14,76	13,76	10,73	11,75	10,08	14,23	9,80	10,98	9,34
De 20 a 30 cm	12,09	12,78	12,54	10,89	11,22	12,45	9,54	10,45	10,37

Tabla 71: Calcio en los suelos (g/kg ss).

Con respecto del resto de nutrientes, el calcio se puede considerar extraído en concentración elevada, lo que pudiera hacer pensar en problemas de antagonismo con el magnesio y dificultar su toma.

4.10.3 MAGNESIO

Las cantidades de magnesio obtenidas en el muestreo de suelos realizado en marzo de 2003 son:

	PARCELA								
Profundidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9
De 0 a 10 cm	1,08	1,19	1,25	9,43	8,98	1,26	1,16	1,40	1,18
De 10 a 20 cm	1,27	1,33	1,14	1,25	1,12	1,29	0,89	1,07	0,94
De 20 a 30 cm	1,01	1,08	0,96	1,30	1,21	1,35	0,94	1,05	1,07

Tabla 72: Magnesio en los suelos (g/kg ss).

El magnesio extraído se encuentra en proporción adecuada con respecto al calcio para cada uno de los nueve suelos del estudio.

4.10.4 CARBONATOS TOTALES

El porcentaje de carbonatos totales en los suelos en el muestreo que se hizo en marzo de 2003 es:

Profundidad	PARCELA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
De 0 a 10 cm	37,04	34,53	28,52	28,03	37,71	27,75	37,49	30,53	31,93
De 10 a 20 cm	31,98	36,24	35,40	28,69	27,95	28,15	29,40	31,36	32,67
De 20 a 30 cm	34,54	38,44	36,05	32,35	39,20	31,40	38,76	41,34	37,60

Tabla 73: Carbonatos totales en los suelos (%).

El contenido en carbonatos totales es alto o muy alto (valores que van desde el 28% hasta incluso superiores al 40%). Así, las características calizas de los suelos están definidas por su elevado porcentaje en carbonatos, lo que en principio podría originar problemas de disponibilidad de fósforo y de ciertos micronutrientes.

4.10.5 CALIZA ACTIVA

El porcentaje de caliza activa en los suelos en el muestreo que se hizo en marzo de 2003 son:

Profundidad	PARCELA								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
De 0 a 10 cm	12,68	9,56	15,22	10,33	12,29	10,15	10,74	9,18	11,67
De 10 a 20 cm	11,92	5,48	12,87	13,05	12,85	12,31	10,45	10,55	12,82
De 20 a 30 cm	12,04	12,53	11,52	15,03	15,71	12,75	11,49	9,53	10,93

Tabla 74: Caliza activa en los suelos (%).

A partir de los resultados se observa que el porcentaje de caliza activa es bastante elevado (llegando hasta valores cercanos al 16%), pero menor al correspondiente al de carbonatos totales, posiblemente debido en parte al lavado de ésta por las aguas de riego.

4.11 OTRAS DETERMINACIONES EN LA PLANTA

Además de los parámetros de carácter químico se han realizado en la planta otras determinaciones: por un lado, las de carácter morfológico realizadas en campo a lo largo del ciclo vegetativo inspecciones en campo recogidas en el anejo I en las hojas de encuesta de cada parcela, y por otro, la determinación de los azúcares y de las clorofilas.

4.11.1 CARBOHIDRATOS Y CLOROFILAS

Otros análisis realizados sobre la planta con la colaboración del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) fueron los de carbohidratos y clorofilas totales. La media de los valores obtenidos en los análisis del material vegetal para cada parcela son los siguientes:

	Carbohidratos Totales		Clorofilas totales	
	Media	Error estandar	Media	Error estandar
Parcela 1	1,00	0,18	1,00	0,14
Parcela 2	0,96	0,12	0,91	0,09
Parcela 3	1,11	0,24	1,12	0,09
Parcela 4	1,03	0,20	0,99	0,11
Parcela 5	1,21	0,09	0,92	0,10
Parcela 6	0,96	0,18	1,05	0,03
Parcela 7	1,08	0,20	1,03	0,15
Parcela 8	1,05	0,16	0,96	0,07
Parcela 9	0,94	0,12	1,08	0,19

Tabla 75: Carbohidratos y clorofilas totales en el cultivo en madurez.

Las figuras representan los datos del parámetro considerado referidos a la parcela primera (por convenio). Las medidas son siempre espectrofotométricas de la absorbancia, bien de los carbohidratos o de las clorofilas totales. Además, se ha intentado buscar alguna relación entre los resultados a lo largo de las parcelas, pero tanto en el caso de los carbohidratos como en el de las clorofilas no se ha encontrado ninguna tendencia. Esto indica que la exactitud que se pretende conseguir en el análisis no tiene demasiado sentido en las condiciones del estudio al haber bastante homogeneidad en la muestra y mucha variabilidad en los parámetros que pueden incidir en éste, pudiéndose encontrar similar variabilidad muestreando dentro de una misma parcela.

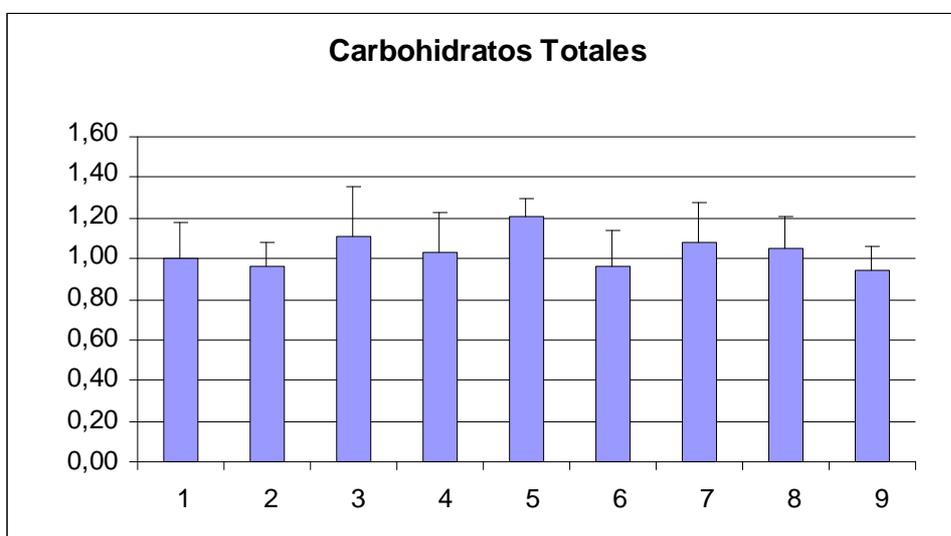


Figura 85: Azúcares totales en las muestras de arroz.

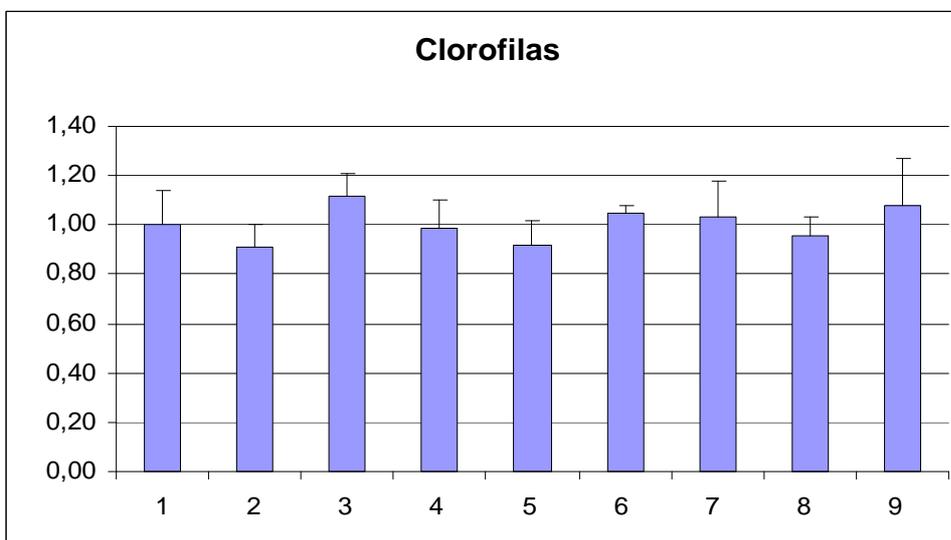


Figura 86: Clorofilas en la planta del arroz.

A la vista de los datos, no se encuentran diferencias significativas y claras entre parcelas. Como se ve en la gráfica siguiente no se aprecia ninguna correlación entre carbohidratos y clorofilas.

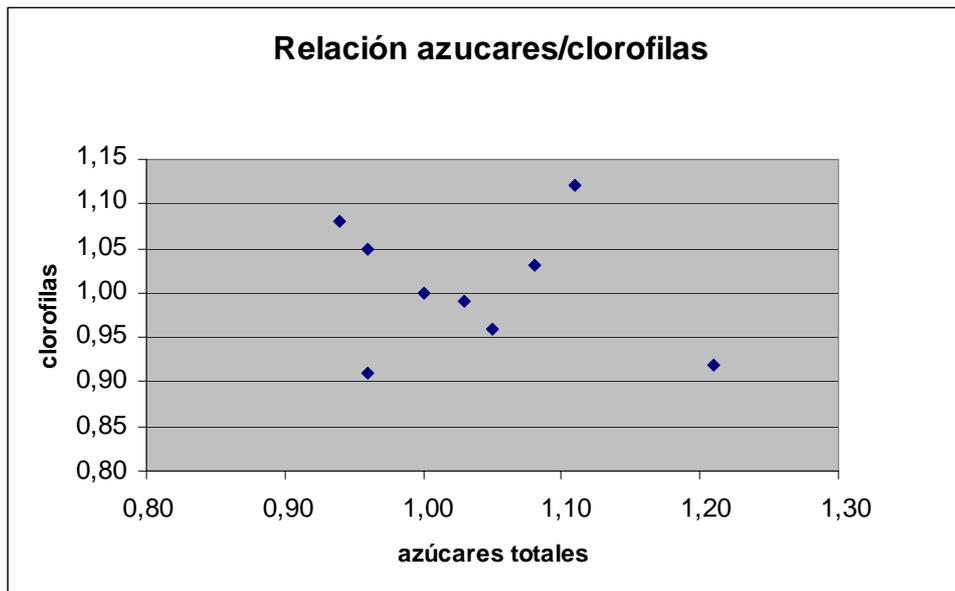


Figura 87: Relación azúcares totales y clorofilas.

4.12 ENSAYO EN MACETAS

Con los resultados de este experimento se pretende apoyar los obtenidos de los datos de campo y la discusión de cada uno de los parámetros estudiados. En este control se han regado los nueve suelos de las parcelas (con o sin planta) con las aguas de salida de la depuradora a la acequia, y se compara con el riego de los mismos nueve suelos con agua destilada (simulando el efecto de la lluvia).

Las características del agua utilizada en este ensayo son las siguientes (el pH del agua destilada es de 6,7):

pH	CE (dS/m)	N (mg/L)	P (mg/L)	B (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
7,8	1,961	24,20	2,50	0,810	0,020	0,009	0,182	<0,01	0,000	0,037	<0,01

Tabla 76: Características químicas de las aguas del ensayo.

A continuación se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los parámetros:

PH

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	8,1	8,2	7,9	7,9	7,8	7,8	8,0	7,7	8,1
Suelo+H₂O Acequia	8,4	8,6	8,6	8,4	8,5	8,5	8,7	8,3	8,7
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	8,7	8,4	8,2	8,3	8,2	8,2	8,3	8,3	8,6
Suelo+H₂O destilada+ Planta	8,0	8,1	8,1	8,1	8,2	8,2	8,0	8,0	8,0

Tabla 77: Resultados del pH de los suelos en el ensayo en macetas.

A partir de los resultados se observa que al añadir agua al suelo aumenta su pH, más acusado si las aguas utilizadas son las de la depuradora. Esto se debe al efecto de solubilización de las sales del suelo, ya que se liberan cationes principalmente básicos.

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	0,570	0,700	1,220	1,500	1,840	2,060	1,400	1,770	1,640
Suelo+H₂O Acequia	1,470	1,740	1,470	1,640	1,970	2,230	1,940	2,100	1,840
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	1,140	1,240	1,370	1,480	1,480	1,640	1,750	1,840	1,740
Suelo+H₂O destilada+ Planta	0,440	0,610	1,170	1,240	1,240	1,170	1,240	1,370	1,440

Tabla 78: Resultados de la conductividad eléctrica (dS/m) en los suelos del ensayo en macetas.

La conductividad eléctrica aumenta con el riego con el agua de la acequia (depuradora). El aumento de la salinidad se debe tanto al aporte de sales por las aguas de la acequia como a que el riego produce un efecto de solubilización de las sales del suelo.

Lo que queda patente es que las plantas extraen de manera significativa sales de la solución del suelo. Esto confirma los resultados obtenidos en las parcelas en campo real pudiéndose afirmar que el aporte de sales por las aguas de la depuradora al suelo se compensa en parte por la extracción por las plantas y por las pocas que se pierden por lixiviación dada la pequeña profundidad de la capa freática y el escaso movimiento horizontal del agua. Estos resultados indican que no hay un riesgo inminente de salinización de los suelos.

MATERIA ORGÁNICA

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	3,320	4,930	7,020	5,190	7,180	6,270	5,900	4,160	6,210
Suelo+H ₂ O Acequia	2,453	4,257	6,510	5,270	5,945	6,089	5,896	4,017	6,667
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	1,125	3,535	4,463	4,885	3,824	3,870	2,345	3,921	2,800
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	1,475	3,234	3,378	4,306	4,113	2,378	2,764	4,306	3,535

Tabla 79: Resultados de la materia orgánica (%) en los suelos del ensayo en macetas.

A partir de los datos anteriores se constata que la materia orgánica de los suelos disminuye con los riegos, tanto con las aguas de la acequia como con el agua destilada, efecto debido principalmente a la mineralización y solubilización de la misma, y más aún por las extracciones por la planta. Esto indica que la mineralización de la materia orgánica en el suelo inundado es mayor que los aportes de materia orgánica que puedan producirse por las aguas.

Este efecto aumenta en parte con las plantas por la acción de las raíces, pero sin llegar a alcanzar el nivel del suelo inundado, dado que en las parcelas los contenidos de materia orgánica son mayores después del cultivo, pues los principales aportes de materia orgánica al suelo se producen como consecuencia de los restos del cultivo.

NITRÓGENO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	0,18	0,23	0,41	0,25	0,42	0,31	0,31	0,34	0,34
Suelo+H ₂ O Acequia	0,32	0,37	0,60	0,57	0,52	0,39	0,42	0,55	0,42
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	0,29	0,29	0,42	0,50	0,45	0,39	0,25	0,43	0,40
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	0,15	0,18	0,30	0,16	0,20	0,26	0,25	0,22	0,23

Tabla 80: Resultados de nitrógeno (%) en los suelos del ensayo en macetas.

Los resultados del nitrógeno muestran que aumenta de manera significativa debido al riego con las aguas de la depuradora y a la mineralización de la materia orgánica que se ocasiona. Este aporte es mayor que el consumo

por parte de la planta, lo cual confirma los resultados obtenidos en la parcela. En el experimento con agua destilada el efecto es únicamente el de la mineralización y de la acción de las raíces.

FÓSFORO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	21,12	19,96	18,01	24,15	15,14	16,46	14,71	16,93	15,27
Suelo+H₂O Acequia	83,56	73,75	119,22	87,15	44,80	65,14	41,45	38,10	33,55
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	73,27	56,28	81,65	67,77	37,62	41,68	37,38	27,09	33,31
Suelo+H₂O destilada+ Planta	20,63	18,23	11,58	23,26	15,89	12,35	12,19	14,05	14,28

Tabla 81: Resultados de fósforo (P₂O₅/kg ss) en los suelos del ensayo en macetas.

El fósforo sigue la misma pauta que el nitrógeno, es decir, el fósforo aumenta de forma muy importante con el riego con las aguas de la depuradora (no con el riego con agua destilada) muy por encima del consumo de la planta. Estos resultados refuerzan lo indicado en el estudio en las parcelas: el gran aporte de fósforo que supone el riego con estas aguas.

POTASIO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	23,70	36,47	29,15	44,87	38,73	35,56	35,44	35,85	37,23
Suelo+H₂O Acequia	23,89	28,98	25,18	27,50	26,63	33,38	28,98	29,13	36,89
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	18,40	25,44	24,56	26,62	21,34	28,96	27,20	27,79	33,36
Suelo+H₂O destilada+ Planta	14,01	17,23	10,78	20,16	25,44	27,20	17,23	12,25	25,44

Tabla 82: Resultados de potasio (K₂O) en los suelos del ensayo en macetas.

A diferencia de lo que ocurre con nitrógeno y fósforo, no se aprecian aportes importantes de potasio con las aguas de la acequia al suelo, de hecho incluso los valores son menores después del riego, quizás por efecto de la adsorción por parte del complejo arcillo-húmico. Por otro lado, la extracción por la planta es lo suficientemente importante como para considerar el abonado potásico.

BORO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	71,94	69,76	75,01	78,73	67,78	68,19	72,99	73,70	85,16
Suelo+H ₂ O Acequia	92,35	78,69	87,17	103,45	85,78	74,79	86,67	87,24	87,50
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	79,46	68,78	76,88	92,55	68,46	68,97	75,89	77,90	76,25
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	58,53	61,83	62,85	61,01	59,78	64,59	64,31	65,16	80,82

Tabla 83: Resultados de boro (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

En estos resultados se aprecia que las aguas de la acequia suponen un aporte de boro; de otro lado la planta extrae una fracción del suelo de manera que se compensan entradas y pérdidas del elemento. Estos valores confirman, en cierta manera, la hipótesis del cultivo de arroz como filtro verde con respecto al suelo y al lago.

COBRE

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	40,90	44,91	95,46	60,05	21,22	20,90	23,44	19,33	30,77
Suelo+H ₂ O Acequia	57,90	74,70	113,10	65,40	55,40	28,60	25,90	32,20	33,70
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	39,90	72,00	101,70	47,10	37,10	25,80	19,50	22,50	25,20
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	36,20	42,70	94,60	51,90	19,90	18,80	21,60	18,00	23,56

Tabla 84: Resultados de cobre (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

Se observa que se produce un aporte de cobre al suelo con el riego de las aguas de la acequia (depuradora) a la vez que la planta del arroz realiza una asimilación de este elemento desde el suelo. A la vista de los resultados para cada una de las muestras no queda claro si los aportes son mayores que las pérdidas, en unos casos son mayores y en otros no. Para aclarar esto, y volviendo a los resultados en las parcelas (apartado 4.9.2) parece ser que las pérdidas se compensan con los aportes pues se encuentran muy pocas variaciones a lo largo de los tres años de estudio.

HIERRO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	17,240	18,850	17,260	19,710	16,610	16,570	19,190	16,730	19,630
Suelo+H₂O Acequia	28,780	28,930	108,740	36,510	37,570	32,600	35,000	27,810	29,090
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	24,990	20,670	44,290	24,560	26,630	24,800	26,320	22,530	15,270
Suelo+H₂O destilada+ Planta	14,200	17,310	20,600	18,490	21,490	26,820	15,960	21,330	20,300

Tabla 85: Resultados de hierro (g/kg ss) en los suelos del ensayo en macetas.

También se produce un aumento del hierro en el suelo con el riego de las aguas de la acequia a la vez que la planta del arroz realiza una absorción de este elemento. Sin embargo, según estos resultados, se observa que los aportes son mayores que las pérdidas, por efecto de solubilización de las sales de hierro por las aguas, por la acción de las raíces y por desorción del complejo arcillo-húmico.

MANGANESO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	203,440	231,950	211,640	229,860	210,970	202,630	230,770	212,600	220,060
Suelo+H₂O Acequia	235,680	274,140	298,620	250,130	240,720	276,580	204,960	231,820	200,620
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	186,280	152,440	148,660	169,240	157,540	183,480	183,920	201,840	189,580
Suelo+H₂O destilada+ Planta	128,300	175,560	208,080	136,580	142,540	158,540	175,820	186,240	185,940

Tabla 86: Resultados de manganeso (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

Como muestran los resultados el agua de riego no supone un aporte significativo de manganeso, y que en algunas muestras es incluso menor tras el riego. Sin embargo sí que son mayores las extracciones por la planta, lo cual confirma las observaciones realizadas en las parcelas en especial para la zona más superficial del suelo (véase apartado 4.9.5).

NÍQUEL

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	49,30	36,30	49,70	46,00	35,90	38,30	42,30	32,20	27,80
Suelo+H ₂ O Acequia	51,40	43,60	62,20	51,20	50,40	36,00	46,60	37,80	29,60
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	26,40	35,60	57,40	45,90	43,40	19,60	21,00	20,40	19,80
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	18,80	34,60	39,40	43,60	33,60	12,60	19,40	18,80	15,60

Tabla 87: Resultados de níquel (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

De los resultados anteriores se aprecia que las aguas de la acequia suponen un aporte de níquel a los suelos, si bien la planta lo incorpora del suelo de manera que son mayores las sustracciones del metal que los aportes al suelo. Este resultado experimental permite afirmar que para el níquel, de igual modo que ocurre con otros elementos, el arroz puede actuar como descontaminante o filtro natural del suelo y del lago.

PLOMO

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	195,67	197,04	230,03	206,48	193,99	185,56	192,65	179,55	193,69
Suelo+H ₂ O Acequia	216,30	191,10	275,10	197,40	236,08	221,80	238,24	226,00	228,10
Suelo+H ₂ O Acequia+ Planta	170,10	168,00	231,00	163,80	197,06	144,90	138,60	138,60	117,60
Suelo+H ₂ O destilada+ Planta	178,50	195,30	214,20	151,20	161,86	136,50	165,90	184,80	149,10

Tabla 88: Resultados de plomo (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

Parece haber cierto aporte de plomo por las aguas de la depuradora y una extracción por la planta; sin embargo los datos no son lo suficientemente significativos. Tampoco se encuentra una justificación razonable al hecho de que en algunas muestras los valores sean mayores para el ensayo con agua destilada y planta que para el de las aguas de la depuradora y planta. Pero a pesar de estos resultados la tendencia general es a producir unos efectos concordantes con los de los otros elementos estudiados.

ZINC

	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4	Parcela 5	Parcela 6	Parcela 7	Parcela 8	Parcela 9
Suelo	31,00	71,30	122,60	25,10	95,70	11,00	11,90	32,20	40,10
Suelo+H₂O Acequia	45,82	84,92	138,77	43,39	103,95	22,23	41,87	42,00	41,59
Suelo+H₂O Acequia+ Planta	39,19	72,94	126,00	38,66	81,47	25,61	25,92	41,94	37,36
Suelo+H₂O destilada+ Planta	26,26	67,00	104,00	19,75	80,00	7,47	5,94	31,38	31,13

Tabla 89: Resultados de zinc (ppm) en los suelos del ensayo en macetas.

Por último, en el caso del zinc se produce un aumento en el suelo con el riego de las aguas de la acequia (depuradora), lo que supone un aporte, al tiempo que la planta del arroz extrae parte del metal del suelo. Sin embargo, al comparar los resultados, se aprecia que los aportes son mayores que las pérdidas; aunque a muy largo plazo podría pensarse en una acumulación en el suelo, no se debe olvidar que la extracción de la planta siempre va a minimizar este hecho.

4.13 EXPERIMENTO EN LABORATORIO

En cuanto a las características hídricas del suelo, este estudio se limita a comprobar la capacidad de retención (masa de agua de riego menos masa de agua recogida entre la masa del suelo por drenaje gravitacional) y la velocidad de infiltración (volumen infiltrado o percolado en el tiempo empleado) de tres de los suelos con cada una de sus aguas y el efecto de la lluvia sobre los mismos. Se escogen los suelos de las tres parcelas más representativas y distintas, la número 2 que recibe agua directamente de la depuradora, la 1 que recibe aguas de la zona de Favara y la 6 donde se mezclan las dos aguas.

Para ello, previamente desecados los suelos, se han empapado con su agua de riego por un lado y con agua destilada por otro (efecto de la lluvia), y se han dejado en reposo para que el agua infiltre gravitacionalmente por percolación y se mide la concentración del lixiviado (Sendra²⁹¹, 1996).

²⁹¹ SENDRA, F. Tesis doctoral: "Evaluación agroquímica de los recursos hídricos de la Marina Alta". Alicante: Universidad de Alicante, 1996.

1^{er} riego

Suelo y tipo de agua	Tiempo de recogida	Volumen recogido en 200mL	Velocidad de infiltración (mL/min)	Capacidad de retención (%)
1 agua destilada	39' 10''	158 mL	4,03	22
1 agua de Favara	50' 10''	150 mL	2,99	25
2 agua destilada	31' 43''	144 mL	6,63	29
2 agua depuradora	35' 35''	134 mL	5,24	33
6 agua destilada	3' 01''	160 mL	53,04	22
6 agua depuradora	3' 20''	149 mL	44,70	27

Tabla 91: Tiempos, velocidades y volúmenes de agua recogidos en el ensayo.

2^o riego

Suelo y tipo de agua	Tiempo de recogida	Volumen recogido en 200mL	Velocidad de infiltración (mL/min)	Capacidad de retención (%)
1 agua destilada	42' 10''	164 mL	7,40	19
1 agua de Favara	52' 28''	158 mL	6,46	21
2 agua destilada	26' 25''	170 mL	10,36	16
2 agua depuradora	38' 35''	166 mL	9,44	17
6 agua destilada	4' 01''	168 mL	27,92	18
6 agua depuradora	5' 34''	155 mL	20,48	24

Tabla 92: Tiempos, velocidades y volúmenes de agua recogidos en el ensayo.

3^{er} riego

Suelo y tipo de agua	Tiempo de recogida	Volumen recogido en 200mL	Velocidad de infiltración (mL/min)	Capacidad de retención (%)
1 agua destilada	38' 01''	168 mL	9,32	17
1 agua de Favara	56' 20''	142 mL	7,01	29
2 agua destilada	33' 43''	165 mL	12,03	18
2 agua depuradora	40' 08''	147 mL	9,71	27
6 agua destilada	4' 05''	166 mL	40,65	19
6 agua depuradora	6' 08''	145 mL	35,08	29

Tabla 93: Tiempos, velocidades y volúmenes de agua recogidos en el ensayo.

A partir de los resultados de estas tres tablas se puede observar que:

- La capacidad de retención es mayor cuando se riega con aguas de las acequias que cuando se riega con agua destilada, por el contrario las velocidades de infiltración son siempre mayores con agua destilada. Esto indica que los sólidos en suspensión y las sales en disolución que llevan las aguas de las acequias afectan de alguna manera a la capacidad de infiltración de los suelos, seguramente por efectos múltiples de ion común.
- La velocidad de infiltración aumenta en el segundo riego (con la excepción del suelo de la parcela 6 que contiene más materia orgánica) y sigue aumentando en el tercer riego pero de manera menos significativa²⁹².
- Cuando se riega con agua destilada la capacidad de retención de agua de los suelos del experimento disminuye ya en el segundo riego estabilizándose a partir de aquí como consecuencia de empaparse el suelo, es decir, se llenan los microporos del suelo de agua. Sin embargo, cuando se riega con las aguas propias si bien la capacidad de retención disminuye en el segundo riego, como ocurre en el caso del agua destilada, vuelve a aumentar en el tercer riego, posiblemente a causa de la obturación de los poros del suelo por las sustancias y la materia orgánica que lleva el agua residual.²⁹³

De otro lado, si se estudian las características químicas del agua percolada y recogida se puede ver el efecto que el suelo hace sobre ésta y como su calidad actúa sobre el suelo en riegos sucesivos. Para ello hay que tener en cuenta previamente las características de los suelos utilizados en el experimento.

²⁹² IGELDO, F. y CUADRADO, S. El agua y el medio físico del suelo. Salamanca: Centro de Edafología y Biología Aplicada (CSIC) - Diputación Provincial, 1987.

²⁹³ WILD, A. Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas según Rusell. Barcelona: Mundi-Prensa, 1992.

Las características químicas de los suelos utilizados en el ensayo se muestran a continuación:

Procedencia	pH	CE (dS/m)	B (ppm)	Cu (ppm)	Fe (g/kg ss)	Mn (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Parcela 1	8,1	0,570	71,94	40,90	17,240	203,440	49,30	195,67	31,00
Parcela 2	8,2	0,700	69,76	44,91	18,850	231,950	36,30	197,04	71,30
Parcela 6	7,8	2,060	68,19	20,90	16,570	202,630	38,30	185,56	11,00

Tabla 94: Características de los suelos del ensayo

Resultados de los ensayos químicos realizados con las aguas recogidas:

1^{er} riego

Parcela y tipo de agua	pH	CE (dS/m)	B ppm	Cr ppm	Cu ppm
Depuradora	7,8	1,961	0,810	0,020	0,009
Favara	7,7	1,781	1,240	0,023	0,015
1 agua destilada	6,7	2,990	< 0,010	0,036	0,177
1 agua Favara	7,8	3,170	0,031	0,062	0,121
2 agua destilada	7,0	2,860	< 0,010	0,047	0,197
2 agua depuradora	8,0	4,150	0,045	0,077	0,113
6 agua destilada	6,3	1,736	< 0,010	0,025	0,050
6 agua depuradora	6,7	3,480	0,051	0,059	0,071

Tabla 95a: Resultados de las aguas del ensayo de laboratorio sobre pH, conductividad y algunos metales tras el primer riego.

Parcela y tipo de agua	Fe ppm	Mn ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm
Depuradora	0,182	< 0,01	0,000	0,037	0,000
Favara	0,023	< 0,01	0,000	0,051	0,020
1 agua destilada	0,215	< 0,01	0,042	0,062	0,016
1 agua Favara	0,061	< 0,01	0,063	0,044	0,020
2 agua destilada	0,339	< 0,01	0,067	0,033	0,036
2 agua depuradora	0,093	< 0,01	0,076	0,071	0,023
6 agua destilada	0,224	< 0,01	0,022	0,035	0,002
6 agua depuradora	0,337	< 0,01	0,043	0,049	0,000

Tabla 95b: Resultados de las aguas del ensayo de laboratorio sobre algunos metales tras el primer riego.

2º riego

Parcela y tipo de agua	pH	CE
Depuradora	7,7	1,961
Favara	8,2	1,781
1 agua destilada	8,6	0,574
1 agua Favara	8,4	1,915
2 agua destilada	8,4	0,500
2 agua depuradora	8,6	2,990
6 agua destilada	8,1	1,441
6 agua depuradora	8,5	2,780

Tabla 96: pH y conductividad del agua tras el segundo riego.

3º riego

Parcela y tipo de agua	pH	CE
Depuradora	7,7	1,961
Favara	8,2	1,781
1 agua destilada	8,0	0,401
1 agua Favara	8,0	1,810
2 agua destilada	8,0	0,202
2 agua depuradora	7,9	1,250
6 agua destilada	7,7	1,241
6 agua depuradora	7,8	2,680

Tabla 97: pH y conductividad del agua tras el tercer riego.

Nota: El agua destilada utilizada en el experimento tiene un pH de 6,7.

Como era de esperar, en el segundo riego el lixiviado de sustancias es menor que en el primer riego, que sigue disminuyendo en el tercer riego, salvo para la parcela número 6. Así el efecto de "lavado" es cada vez menor (cada vez hay menos sustancias a lixiviar), aunque se sumen las sales de la propia agua, y aparece ya una excepción con el suelo de la parcela 2, que se podrá seguir en posteriores estudios, pues para el tercer riego el agua de la depuradora tiene una conductividad mayor que el lixiviado recogido a partir de ella ($1,250 \text{ dS/m} < 1,961 \text{ dS/m}$). Esto indica que llega un momento que es el suelo el que "lava" al agua, ya que empieza a adsorber cationes y aniones disueltos en ella. Esta función "purificadora" es por otra parte una de las principales del suelo respecto a los acuíferos, es decir, la de constituir un sistema de filtrado natural.

En general, los elementos traza prácticamente no se lixivian a pesar del gran aumento de la conductividad eléctrica que, lógicamente, se debe a los macronutrientes y otras sales del agua y del suelo. En el experimento se aprecia que lo más importante es el lavado de sales del suelo por las aguas y el efecto positivo que sobre el suelo tiene la lluvia al lixiviar alguno de los nutrientes y elementos traza.

5 CONCLUSIONES

5 CONCLUSIONES

En este estudio se confirma la premisa de que los arrozales actúan de alguna manera como elementos descontaminadores que disminuyen la concentración de algunas sustancias presentes en la disolución de los suelos regados con agua residual con exceso de nutrientes, tal como ocurre con el nitrógeno, el fósforo y la materia orgánica.

El hecho de reciclar el agua de una parcela a otra supone:

- Un aumento de la salinidad a lo largo de la línea de riego que conlleva dos efectos: uno acumulativo de una parcela a otra y otro por lavado en las últimas parcelas con el arrastre de solutos con el agua que inunda los suelos durante largo tiempo, ello provoca un lavado de sales a pesar de la baja permeabilidad del suelo. Aún así, los valores de conductividad eléctrica de los suelos se encuentran dentro de los valores considerados normales para el cultivo del arroz.
- Las concentraciones de nitrógeno y fósforo son altas, por tanto sería aconsejable limitar los niveles de abonado. Sin embargo, los valores de potasio son en general bajos lo que, aunque sin limitar el rendimiento del cultivo, justifica el abonado con sales potásicas.

Conforme avanza el agua por la secuencia de las parcelas la calidad del agua va en general mejorando, de modo que los nutrientes y elementos traza quedan retenidos en los suelos y cultivos más próximos al origen de las aguas. En definitiva, queda constatado el papel del arrozal como "filtro verde".

Como se aprecia en todas las parcelas, en especial las regadas con las aguas de la depuradora, el nitrógeno se encuentra en concentraciones sensiblemente elevadas debido al agua de riego y al abonado, a pesar de las recomendaciones de no abonado o a pequeñas dosis por parte de las administraciones. Estas altas concentraciones en nitrógeno tienen la ventaja de no necesitar abonado nitrogenado, aunque esto es relativo, como ya se observó pues puede haber un exceso en los momentos que la planta no lo necesita y un déficit en los estados vegetativos de máximas necesidades. No obstante, un exceso puede suponer como ya se apuntó el que se tienda el cultivo, de ahí el

empleo cada vez mayor de variedades de pequeño desarrollo como la fonsa, y un incremento de muchas enfermedades como la Pyricularia.

Respecto a los metales pesados, el que el contenido total de alguno de ellos sea relativamente alto en los suelos no implica que lo sean las concentraciones en la fracción soluble del suelo. Es en ella donde se encuentran disponibles para la planta y donde pueden suponer problemas de toxicidad. A los valores de pH de los suelos estudiados, la mayoría de los metales están muy poco disponibles en la solución del suelo.

Los niveles de boro, cromo, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y zinc tanto en suelos como en aguas no superan los valores recomendados por la directiva europea de aguas ni por la US-EPA de suelos. Sin embargo, el empleo a largo plazo de estas aguas podría suponer al cabo de muchos años unos niveles importantes en suelos (factor acumulativo), cosa que se observa en los fangos del fondo del lago en determinadas zonas relacionadas con la procedencia de los aportes de la acequia que vierte en ellas; así se pone de manifiesto para cromo y plomo (en estos suelos el plomo es mayor en los niveles superficiales lo que indica una acumulación con el riego).

Parece ser que el hierro es absorbido por el cultivo, porque se observa menor concentración de este elemento a nivel de las raíces que a profundidades mayores.

El cromo y el zinc parece que se retienen en el suelo, descendiendo bruscamente su concentración conforme se avanza a lo largo de la línea de riego. Esto mismo se repite de una manera más suave en el níquel.

Se constata que los metales pesados se acumulan en los niveles superiores de suelo y se lixivian muy poco a estratos inferiores; su concentración disminuye según se avanza en profundidad. En el estudio se comprueba que las concentraciones de los metales se reducen en la profundidad de 20 a 30 cm a excepción del níquel, y también el hierro y el manganeso cuya evolución no sigue una pauta nítida.

Si bien se puede pensar en el cultivo del arroz como, en cierta medida, "filtro verde" de las aguas de la depuradora que llegan a la Albufera, no hay que perder de vista que la agricultura moderna en sí misma es un elemento contaminante de un entorno ambiental de máxima sensibilidad, como es el lago. Como la agricultura es una fuente de contaminantes importantes a través de los fertilizantes y de otros productos fitosanitarios, se plantea la obligación de

reducir o eliminar algunos de los productos que pueden contaminar las aguas, los suelos y todo el ecosistema; ya que parte de los resultados obtenidos no sólo dependen de los aportes de las aguas sino también del las propias prácticas agrícolas.

No se puede determinar en qué porcentaje las concentraciones de los metales pesados en estos suelos se deben únicamente a las aguas residuales, o a los fertilizantes y productos fitosanitarios aplicados al cultivo durante años. Esto ocurre con el cobre cuyas concentraciones en algunas parcelas, anormalmente altas, son difíciles de justificar.

Que se reutilicen para el riego las aguas que al final del proceso vierten a la Albufera, de alguna manera, no sólo implica un mayor aprovechamiento de los recursos de agua, sino que también respecto a ciertos parámetros los niveles de toxicidad son menores que si se vertiese directamente.

En la planta, y para la mayoría de los metales pesados estudiados, las concentraciones en la raíz suelen ser superiores que en el tallo, y las de estos casi siempre superiores a las de grano. Ello implica que no sólo el suelo puede actuar como filtro de los metales pesados, sino también la planta que los extrae del suelo pero sin que su concentración en el grano sea significativa, que es al fin y al cabo la que llega al consumidor. Siempre hay que tener presente al analizar los resultados que algunos de estos elementos pueden pasar a animales y personas, donde en pequeñas proporciones llegan a ser tóxicos como es el caso del boro, del cadmio, del cromo o del níquel. Precisamente por ello queda como un problema a resolver el destino que se pueda dar a los restos vegetales.

El que la concentración de algunos metales pesados sea mayor después de la cosecha no implica que las plantas no extraigan parte de esos metales, sino que es mayor el aporte por el riego o por los abonos y otros aportes exógenos.

Las aguas de la depuradora llevan gran cantidad de sales disueltas, materia orgánica, nitrógeno y fósforo, como también valores significativos de algunos metales pesados como son el plomo y el cromo. Los contenidos de materia orgánica junto a los elevados valores de fósforo suponen un aumento de microorganismos que, en general, es perjudicial para el cultivo dado que se encuentra en condiciones de inundación con aguas poco aireadas. Sin embargo, no por ello se convierten éstas en aguas inadecuadas para el riego, al contrario presentan una calidad agronómica superior a la de las aguas de otras procedencias que llevan las distintas acequias a los arrozales del parque natural.

El riego con aguas de la depuradora parece reducir ligeramente el pH del suelo; aún así los suelos están dentro de los valores normales de la zona, suelos calizos con un pH entre 7,5 y 8,5. A estos pH gran parte de los metales que se encuentran en los suelos están en formas de sales poco solubles. Una reducción importante del pH podría suponer la ausencia de retención o incluso la movilización de metales pesados en suelos con el consiguiente aumento de la concentración en la disolución del suelo y su incorporación a la planta.

Dado la capacidad depuradora del suelo-cultivo, sin perder de vista el cultivo como eliminador de las sales solubles y los nutrientes, se podría pensar que el tratamiento terciario no sería necesario siempre y cuando las aguas pasen previamente por el cultivo y no lleguen directamente al lago o a otra zona sensible.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

ALBERICH, H.J., VAN LEUSEN, S.M., MOONEN, J.C., HOOGEWERFF, A.J. y KLEINJANS, C.S. "Human health risk assessment: a case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994". *Environmental Health Perspectives*, 1999, vol. 107, nº 1, p.37-43.

ALEGRÍA, A., BARBERÁ, R., BOLUDA, R., ERRECALDE, F., FARRÉ, R. y LAGARDA, M.J. "Environmental cadmium, lead and nickel contamination: Possible relationship between soil and vegetable content". *Fresenius Journal Anal Chemical*, 1991, vol. 339, p. 654-657.

ALEGRÍA, A., BARBERÁ, R., BOLUDA, R., ERRECALDE, F., FARRÉ, R. y LAGARDA, M.J. "Relationship between cobalt, copper and zinc content of soil and vegetable". *Nahrung*, 1991, vol. 36, nº5, p. 451-460.

ÁLVAREZ-FERNÁNDEZ, A., GÁRATE, A., JUÁREZ, M. y LUCENA, J.J., "Tomato acquisition of iron from iron chelates in a calcareous sandy substrate". *Journal of Plant Nutrition*, 1996, vol. 19, p. 1279-1293.

ÁLVAREZ, M. y CABRERA F. *La calidad de las aguas continentales españolas, estado actual e investigación*. Madrid: Geoformas Ediciones, 1994.

AMORÓS, I., ALONSO, J.L., y PERIS, I. "Study of microbial quality and toxicity of effluents from two treatment plants used for irrigation". *Water Science Tech.*, 1989, nº 21, p. 243-246.

ANGELAKIS, A.N., MARECOS, M.H., BONDOUX, L. y ASANO, T. "The status of wastewater reuse practice in the mediterranean basin: need for guidelines". *Water Resources*, 1999, vol. 33, nº. 10, p. 2201-2217.

ANGLADETTE, A. *El Arroz*. Barcelona: Ed. Blume, 1975.

ARNAU, J., BALAGUER, M.D., PARDINI, G. y CUSIDÓ, A. *Projecte RISE (Reutilizació Integral de Subproductes d' EDARs)*. Barcelona: CIRIT-Departament de Medi Ambient, 1997.

ARNAU, J. y SAN LORENZO, M.G. *Reutilizació d'aigües residuals urbanes. Monografia núm. 3, "Tecnologies del Medi Ambient"*. Gerona: Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya, 1998.

ASAMI, T. y KUMADA, K. "A new method for determining free iron in paddy soils". *Soil and Plant Food*, 1959, vol 5, nº 3, p. 141-146.

ASANO, T. "The role of water reclamation and reuse in USA". Water Science and Technology, 1991, vol. 23, p. 204-209.

ASANO, T. y PETTYGROVE, G.S. "Using reclaimed municipal wastewater for irrigation". California Agriculture, 1987, vol. 31, p. 15-18. ASANO, T. "The role of water reclamation and reuse in USA". Water Science and Technology, 1991, vol. 23, p. 2049-2058.

ASANO, T.; RICHARD, D., CRITES, R.W. y TCHOBANOGLIOUS, G. "Evolution of Tertiary Treatment Requirements in California". Water Environmental Tech., 1992, vol.4, nº 2, p. 37-41.

ASANO, T. y MUJERIEGO, R. "Water Quality Guidelines for Wastewater Reuse". En Comunicaciones de las Jornadas Técnicas Biosólidos y Aguas Depuradas como Recursos. Gerona, Consorcio de la Costa Brava, 1994.

ASANO, T., MAEDA, M. y TAKAKI, M. "Wastewater Reclamation and Reuse in Japan: Overview and Implementation Examples". Water Science and Technology, 1996, vol. 34, p. 219-226.

AYERS, R.S. y WESTCOTT, D.W. La calidad del agua en agricultura. Estudios FAO Riego y Drenaje, 29, revisión 1. Roma: FAO, 1987.

BAHRI, A. "Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia". En VARMA, C.V., RAO, A.R. y KAUSHISH, S.P. Actas del First Internacional Specialized Conference: Water Quality and its Management. en Nueva Delhi, India en marzo de 1998. Rotterdam: Brookfield, 1998.

BAIRD, C. "Metales Tóxicos Pesados". En QUÍMICA Ambiental. Madrid: Editorial Reverte SA, 2001.

BALLESTEROS, B.J. "Influència de les aigües subterrànies a les zones humides litorals valencianes. Gènesi i interrelació". Braçal, 2001, nº 24, p.27-48.

BACKHAUS, T. y GRIMME, L.H., "The toxicity of antibiotic agents to the luminiscent bacterium *Vibrio fischeri*". Chemosphere, 1999, vol. 38, nº 14, p. 3291-3301.

BARCELÓ, J. y POSCHENRIEDER, C.H. "Plant water relations as affected by metal stress: a review". Journal of Plant Nutrition, 1990, nº 13, p. 1-37.

BARTONE, C.R. y ARLOSOROFF, S. "Reuse of pond effluent developing countries". Water science and technology, vol. 19, nº 12, p. 289-297.

BASTIAN, K.C. y ALLEMAN, J.E. "Microtox characterization of foundry and residuals." *Waste Management*, 1998, vol. 18, p. 227-234. BARBAFIERI, M., LUBRANO, L. y PETRUZZELLI, G. "Characterization of pollution in sites contaminated by heavy metals; a proposal". *Società Chimica Italiana. Annali di Chimica*, 1996, nº 86, p.585-594.

BEFERULL, J.B. y DE LA GUARDIA, M. "Contenido de metales traza en aguas de la Albufera de Valencia y evolución de su salinidad y dureza". *Revista Agroquímica de Tecnología Alimentaria*, 1984, nº 2413, p. 391-399.

BENET, J.M. "La albufera de Valencia. Datos para una política de soluciones". *Revista de Obras Públicas*. Febrero-marzo 1983, p. 167-180.

BERMÚDEZ, M.D. "Incidencia de compuestos orgánicos en la esencialidad del fósforo en suelo". Tesis de Licenciatura. Universidad de Alicante. Alicante, 1991.

BERROW, M.L. y STEIN, W.M. "Extraction of metals from soils and sewage sludges by refluxing with aqua regia". *Analyst*, 1983, vol. 108, p. 277-285.

BLANCAS, C., LÓPEZ, J., CASTILLO, A., CABRERA, J.J., FERNÁNDEZ M.P., GARCÍA-VILLANOBA, B., HERNÁNDEZ, J.A., LAGUNA, J., NOGALES, R. y PICAZO, J. Reutilización de aguas residuales. Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas. Granada: Junta de Andalucía. Consejería de Salud. Fundación Empresa Universidad de Granada, 1994.

BLATCHLEY, E.R. y XIE, Y. "Disinfection and antimicrobial processes". *Water Eng. Resources*, 1994, nº 67, p. 475-481.

BOIXADERA, J. La Reutilizació d' Aigües Residuals Urbanes: Condicionaments Agronòmics. En *Jornada sobre la Reutilizació d' Aigües Residuals Urbanes. Aspectos Tècnics, Econòmics i Socials*. Barcelona: Associació d' Enginyers Industrials de Catalunya, 1996.

BOLUDA, R., ANDREU, V., GILABERT, M.A. y SOBRINO, P. "Relation between reflectance of rice crop and indices of pollution by heavy metals in soils of Albufera Natural Park (Valencia, Spain)". *Soil Technology*, 1993, vol. 6, p. 351-363.

BOLUDA, R., GIMENO, E. y SÁNCHEZ, J. "An example of a hot spot for a chemical time bomb: Albufera Natural Park (Valencia, Spain). Preliminary studies." En: RODRÍGUEZ, A., JIMÉNEZ, C. y TEJEDOR, ML. *The soil as a strategic resource: Degradation processes and conservation measures*. Logroño: Geoforma, 1998.

BOTTRAUD, J. y RHOADES, J.D. "Referencing water content effects on soil electrical-salinity calibrations". Soil Science Society American Journal, 1985, nº 49, p. 1579-1581.

BOUWER, H. y IDELOVITCH, E. "Quality requirements for irrigation with sewage water". Journal of Irrigation & Drainage Eng., 1987, nº 113, p. 516-535.

BREMNER, J.M. y BREITENBERCK, G.A. "A simple method for determination of ammonium in semimicro-kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester". Commun in Soil Science Plant. Anal., 1983, vol. 14, nº 10, p. 905-913.

BRIEVA, C. "Reutilización de aguas". En ÁLVAREZ, M. y CABRERA, F. La calidad de las aguas continentales españolas. Estado actual e investigación. Logroño: Geofoma Ediciones, 1995.

BRISAUD, F. y cols. La réutilisation des eaux usées. Synthèse et Expériences Méditerranéennes. Paris: Approche méthodologique et Études des cas. Office International de l'Eau, Sophia Antipolis, 1994.

BURAU, R.G., SHEIKH, B., CORT, R.P., COOPER, R.C. y RIRIE, D. "Reclaimed water for irrigation of vegetables eaten raw". California Agriculture, 1987, nº 4, p. 4-7.

BURTON, F. Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización. Madrid: Mc Graw-Hill, 1995.

CAO, H. y IKEDA, S. "Exposure Assessment of Heavy Metals Resulting from Farmland Application of Wastewater Sludge in Tianjin, China: The Examination of Two Existing National Standards for Soil and Farmland-Used Sludge". Risk Analysis, 2000, vol. 20, nº 5, p. 613-625.

CASAS, A. y CASAS, E. Análisis de Suelo-Agua-Planta y su aplicación en la nutrición de cultivos. Almería: Caja Rural Provincial de Almería, 1999.

CASTILLA, N., BRETONES, F., JIMÉNEZ, M., GUTIÉRREZ, E., MARTÍNEZ, A. y FERERES, E. Necesidades de riego en los invernaderos de Almería. Almería: Caja Rural Provincial de Almería, 1987.

CAMANN, D.E y GUENTZEL, M.N. The distribution of bacterial infections in the Lubbock infection surveillance study of wastewater spray irrigation. En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

CARBONELL, A., BURLÓ, F. y MATAIX, J. "Arsenic uptake, distribution and accumulation in bean plants: human health risk", *Fresenius Environmental Bulletin*, 1996, vol. 5, p. 21-28.

CARROL, M.D. y LORENAGAN, J.F. "Response of plant species to concentrations of zinc solution". *Australian Journal Resources*, 1968, vol. 19, p. 859-868.

CEREZO, M., LAPEÑA, L. y GARCÍA-AGUSTÍN, P. "Desarrollo vegetativo de cítricos (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck) regados con agua residual urbana depurada". En *Avances en la Investigación en la Zona no Saturada*. Vitoria-Gasteiz: Ed. I. Antigüedad. Servicio Central Publicaciones del Gobierno Vasco, 1995.

CORTÉS, T. et al. "Aprovechamiento Integral Directo de Efluentes Depurados en la Comarca del Campo de Dalías". En *ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización*. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

CRISTOBAL, F. "Reutilización urbana en la ciudad de Madrid para riego de parques y jardines y baldeo de calles". En *Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación*. Zaragoza: Universidad De Zaragoza, 2001.

CHI, C-P. y THAO, N-H. "Impacts of Hoa Khanh Industrial Zone on Bau Tram Reservoir". En *RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam*. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

DAFAUCE, C. *La Albufera de Valencia: un estudio piloto*. Monografías ICONA. Madrid: Ministerio de Agricultura, 1975.

DALSGAARD, A. "Health aspects of the reuse of wastewater in agriculture and aquaculture in Vietnam". En *RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam*. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

DAVIS, R.D. y CARLTON-SMITH, C.H. *Crops as indicators of the significance of contamination of soil by heavy metals*. Steverage (U.K): Water Research Centre Tech. Rep. TR140, 1980.

DE DATTA, S.K. Principles and practices of rice production. Nueva York: John Wiley & sons, 1981.

DEL NERO, E., PALACIOS, M.P. et al. "El aporte de fósforo de las aguas depuradas para el riego de especies forrajeras en Canarias". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

DELGADO, S., MARRERO, M.C. y AGUIAR, E. "La Reutilización de Aguas en Tenerife: Gestión e Investigación". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

DÍEZ, J.A. "Dinámica del Fósforo en el suelo afectada por la aplicación de diferentes fertilizantes orgánicos". Anales Edafol. Agrobiol., 1987, nº46, p. 499-510.

DIRECTRICES Sanitarias sobre el Uso de Aguas Residuales en Agricultura y Acuicultura. Organización Mundial de la Salud. Serie de informes técnicos 778. Ginebra: OMS, 1989.

DUDAS, M.J. and PAWLUK, S. "Heavy metals in cultivated soils and in cereal crops in Alberta". Journal Soil Science, 1977, nº 57, p. 329-339.

EL-NAIM y EL-AWADY. "Studies on heavy metal from sewage water used in sandy soils". En SUMMERS, JB. y ANDERSON, SS. Toxic substances in agricultural water supply and drainage; an international environmental perspective. Committee on Irrigation and Drainage. EUA. Denver: USCID, 1989, p. 219-230.

ERRECALDE, F., BOLUDA, R., LAGARDA, M.J. y FARRE, R. "Índices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo: Aplicación en la comarca de L'Horta (València)". Suelo y Planta, 1991, vol. 1, p.483-494.

FABY J.A., BRISSAUD, F. y BONToux, J. "Wastewater reuse in France: Water quality standards and wastewater treatment technologies". Water Science and Technology, 1999, vol. 40 nº 4-5, p. 37-42.

FÁBREGAS, J. et al. "Campos de Golf Municipales para el Tratamiento Terciario de las Aguas Residuales Urbanas". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

FAGERIA, N.K., SANTOS, A.B. y BALIGAR, V.C. "Phosphorus Soil Test Calibration for Lowland Rice on an Inceptisol". Agronomical Journal, 1997, nº 89, p. 737-742.

FATTAL, B., MARGALITH, M., SHUVAL, H.L. y MORAG, A. Community exposure to wastewater and antibody prevalence to several enteroviruses En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

FEIGIN, A., VAISMAN, I. y BIELORAI, H. "Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents". Journal of environmental quality , 1984, nº13, vol. 2, p. 234-238.

FEIGIN, A., RAVINA, I. y SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluent. Management for environmental protection. Berlín: Springer-Verlag, 1991.

FERRIS, M. "La gestión del agua, la reutilización y la planificación hidrológica". Agrónomos, 2001, nº 22, p. 53-58.

FLORES, A.M. "Efectos de las aguas residuales de los suelos y cultivos". En Actas del Congreso Nacional Saneamiento Ambiental: El Gran Reto. Querétaro (Méjico), Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1988.

FRIBERG, L., ELINDER, C.G., y KJELLSTROM, T. IPCS, Environmental Health Criteria 134. Cadmium. Ginebra: Organización Mundial de la Salud, 1992.

FRINK, C.R. y BUGBEE, G.J.. "Response of potted plants and vegetable seedlings to chlorinated water". HortScience, 1987, nº 22: p. 581-583.

GALLEGOS, E., WARREN, A., ROBLES, E., CAMPOY, E., CALDERÓN, A., SAINZ, M.A., BONILLA, P. y ESCOLERO, O. "The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico". Water Sci-Tech., 1999, Vol. 40, nº 2, p. 45-52.

GARCÍA, J. La Contaminación de las acequias de la Huerta de Valencia. Valencia: Del Cenia al Segura Eds., 1979.

GARCÍA, F. Tesis doctoral: "Utilización de lodos de depuradora para el restablecimiento de las propiedades de suelos degradados". Alicante: Universidad de Alicante, 1996.

GARCÍA, J. "Riego con aguas residuales tratadas". Riegos y Drenajes XXI, 1997, nº 94, p. 58-63.

GARCÍA-SERNA, J., JUÁREZ, M., JORDÁ, J., SÁNCHEZ-ANDREU, J. "Influence of organic compounds on nitrogen fertilizers solubilization". Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1996, vol. 27, p. 2485-2491.

GEORGE, D.B., LEFTWHICH, D.B., KLEIN, N.A. y CLABORN, B.J. "Redesign of a land treatment system to protect groundwater". Journal of the Water Pollution Control Federation, 1987, nº59, vol. 9, p. 813-820.

GIL DE ANTUÑENO, M.J. Cereales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid: El País/Aguilar, 1992.

GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Distribution of heavy metals in Rice Farming Soils". Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1995, vol. 29, p. 476-483.

GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Incidence of heavy metals in the application of inorganic fertilizers to rice farming soils (Valencia, Spain)". Fertilizer Resources, 1996, vol. 4, p. 1-3.

GIMENO, E., ANDREU, V. y BOLUDA, R. "Impacto de la Actividad Agrícola sobre el Aporte de Metales Pesados en Suelos del Parque Natural de la Albufera de València". Dossier Agraris nº 7. Sols Contaminats. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, 2001.

GISBERT, J.M. "Els sòls de les zones humides: gènesi i classificació". Braçal, 2001, nº 24, p. 65-70.

GÓMEZ, I., NAVARRO, J. y MATAIX, J. Aguas de riego: análisis e interpretación. Alicante: Servicio de Publicaciones Universidad de Alicante – CAM, 1992.

GÓMEZ, I., NAVARRO, J., MORAL, R., IBORRA, M.R., PALACIOS, G. y MATAIX, J. "Salinity and nitrogen fertilization affecting the macronutrient content and yield of sweet pepper plants". Journal of Plant Nutrition, 1996, vol. 19, nº7, p. 353-359.

GÓMEZ, M. et al. "Aplicación de la Ultrafiltración como Tratamiento Terciario para la Reutilización de Aguas Residuales Urbanas de la Ciudad Autónoma de Melilla". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

GONZÁLEZ, R. Estudio de diversas técnicas agronómicas en relación con las cianobacterias fijadoras de N₂ en el cultivo del arroz. Valencia: Universidad de Valencia, 1996.

GRINÁN, J. "Utilización para el riego de las aguas residuales". Fruticultura profesional, 1998, nº 92, p. 14-19.

GUIDELINES for Water Reuse. Washington DC: US Environmental Protection Agency (EPA), 1992.

HART, O. y VAN VUUREN, L.R. Water reuse in South Africa. En SHUVAL, HL. Water renovation and reuse. Nueva York: Academic Press, 1977.

HAYES, A.R., MANCINO, C.F. y PEPPER, I.L. "Irrigation of Turfgrass with Secondary Sewage Effluent: I. Soil and Leachate Water Quality". Agronomical Journal, 1990, nº82, p. 939-943.

HERNÁNDEZ, A. Depuración de Aguas Residuales. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, 1998.

HERNÁNDEZ, J.A. y CASTILLO, A. "Directrices y Normativas Sanitarias". En Reutilización de Aguas Residuales. Criterios para la Evaluación Sanitaria de Proyectos de Reutilización Directa de Aguas Residuales Urbanas Depuradas. Granada: Junta de Andalucía. Fundación Empresa- Universidad de Granada, 1994.

HUANG, J-F. 1990. "The relation between soil nutrients and rice qualities". Actas del 14th International Congress of Soil Science, Kyoto (Japón), agosto 1990.

HUONG, V-T. "Treatment of Domestic Wastewater and its Reuse in Farm Irrigation in Red River Delta". En RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. Proceeding of a Workshop Held in Hanoi, Vietnam. Hanoi: International Water Management Institute, marzo de 2001.

HUMENIK, F. et al. "Wastewater utilization: a place for manager wetlands. Review". Asian-Aus. J. Anim. Sci., 1999, vol. 12, nº. 4, p. 629-632.

IGELDO, F. y CUADRADO, S. El agua y el medio físico del suelo. Salamanca: Centro de Edafología y Biología Aplicada (CSIC) - Diputación Provincial, 1987.

IGLESIAS, D., TADEO, F., LEGAZ, F., PRIMO-MILLO, E. y TALÓN, M. "In vivo sucrose stimulation of chloroplast to chromoplast conversion in citrus fruit epicarp: connections between nutritional". Physiologia Plantarum, 2001, vol. 112, p. 241-254.

INGLÉS, A., GÓMEZ, M. y NOGALES, R. "Efecto del riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta". Suelo y Planta, 1992, nº 2, p. 703-712.

INTEGRATED pest management for Rice. Second Edition. Oakland: University of California, 1992.

ITOYAMA, T., YOKOSE, H., YOSHIDA, S. y KUWAHARA, M. "Evaluation of land application using secondary effluent in a forest slope: estimation of drained water quality and discussion of the effects upon soil or plants and behavior of bacteria". Water research, 1990, nº 24, vol. 3, p. 275-88.

ITURBE, R. "El Suelo como sistema de disposición de aguas residuales". En Actas del Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 4. Morelia: Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1984.

JACKSON, M.L. Análisis químicos de suelos. Barcelona: Omega, 1982.

JACKSON, J.L. y CROSS, P. "Citrus Trees Blossom with reclaimed Water". Water Environmental Tech., 1993, vol. 5 nº 2, p. 27-28.

JIMÉNEZ, B., CHÁVEZ, A. y HERNÁNDEZ, C. "Alternative treatment for wastewater destined for agricultural use". Water Science and Tech., 1999, vol. 40, nº 4-5, p. 355-362.

JONES, R.A. y LEE, F. "Development of water quality management program for the Rawhide electric generating station cooling impoundment: a domestic wastewater reuse project". En Water Reuse Symposium II "Water Reuse in the Future". Washington: AWWA, agosto 1981.

JUANICO, M., SHELEF, G. y VIKINSKY, M. "Reuse of stabilization pond effluent for agricultural irrigation in Israel". Water Science and Technology, 1997, vol. 19 (12), p. 299-305.

JUÁREZ, M. y SÁNCHEZ-ANDREU, J. Fósforo en agricultura. Alicante: Ed. Universidad de Alicante, 1996.

JULIANO, B.O. Rice: chemistry and technology. 2nd ed. St Paul (USA): American Assoc. Cereal Chem, 1985.

JULIANO, B. Rice in human nutrition. Roma: FAO – International Rice Research Institute, 1993.

KADLEC, R.H. y KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. Boca de Ratón (USA): Lewis Publishers, 1996.

KAFKAKI, U. "Plant nutrition under saline conditions". Fertilizers and Agriculture, 1987, nº 955, p. 3-17.

KAISER, K.L., LUM, K.R. y PALABRICA, V.S. "Review of field applications of the Microtox Test in Great Lakes and Saint Lawrence River waters". Water Pollution Research J. Canada, 1988, vol. 23, nº 2, p. 270-278.

KANETA, M., HIKICHI, H., ENDO, S. y SUGIYAMA, N. "Chemical Form of Cadmium (and other Heavy Metals) in Rice and Wheat Plants". Environmental Health Persp., 1986, vol. 65, p. 33-37.

KATYAL, J.C. y RANDHAWA, N.S. Micronutrientes. Boletín FAO fertilizantes y nutrición vegetal nº 7. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), 1986.

KIRK, G.J.D. y SOLIVAS, J.L. "On the extent to which root properties and transport through the soil limit nitrogen uptake by lowland rice". European Journal of Soil Science, 1997, vol. 48, p. 613-621.

KITAGISHI, K. y YAMANE, I. Heavy metal pollution in soils in Japan. Tokyo: Scientific Societies Press, 1981.

KITSON, R.E. y MELLON, M.G. "Colorimetric determination of P as molibdovanado phosphoric acid". Ind. Eng. Chem. Anal., 1944, vol 16, p. 379-383.

KJELLSTRÖM, T. "Critical organs, critical concentration and whole body doseresponse relationships". En FRIBERG, L., ELINDER, C.G., KJELLSTRÖM, T. y NORDBERG, G.F. Cadmium and helth: a toxicological and epidemiological appraisal. Vol. II: Effects and response. Boca Ratón (USA): CRC Press, 1986.

KLOKE, A. "Reuse of sludges and treated waste water in agriculture. Troubles arising from the contamination of soils with heavy metals and from application of sludges and treated waste water in agriculture". Water Science and Technology, 1982, vol. 14, p. 61.72.

KWUN, S-K., YUN, C-K. y CHUNG, I-M. "Feasibility study of treated sewage irrigation on paddy rice culture". Journal of Environmental Science Health, 2001, vol. 36, nº 5, p. 807-818.

LAVITE, Z. Factibilidad de uso de suelos lacustricos de la cuenca del Lago de Valencia (Venezuela) como filtro natural de metales pesados presentes en aguas residuales. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1986.

LIBRO Blanco del Agua en España. Madrid: Centro de Publicaciones Ministerio de Medio Ambiente, 2000.

LINDSAY, W.L. "Equilibrio de la fase inorgánica de nutrientes en suelos". En MORTVEDT, J.L y GIORDANO, P.M. Micronutrientes en agricultura. México: AGT Editor SA, 1983, p. 46-63.

LÓPEZ RITAS, J. y LÓPEZ MÉLIDA, J. El diagnóstico de suelos y plantas. Métodos de campo y laboratorio. 4ª edición. Madrid: Mundi Prensa, 1990.

LOZANO, E., LUGUERA, M., LUCENA, J.J. y CARPENA-RUIZ, R.O. "Evaluation of two different acid digestions methods in closed system for trace elements determinations in plant". Chemistry and Analytic, 1995, nº 14, p. 27-30.

LYONS, J.B, GÖRRES, J.H y AMADOR, J.A. "Spatial and temporal variability of phosphorous retention in riparian forest soil". Journal of Environmental Quality, 1998, vol. 27, p. 895-903.

MA, Y.B. y UREN, N.C. "The fate and transformations of zinc added to soils". Australian Journal Soil Resources, 1997, vol. 35, p. 727-738.

MAAS, E.V. "Crop salt tolerance". En TANJI, K.K. Agricultural salinity assessment and management. New York: American Society Civil Eng., Manual & Rep. on Eng., 1990, nº 71, p. 262-304.

MAHIEU, N., OLK, D.C. y RANDALL, E.W. "Analysis of phosphorus in two humic acid fractions of intensively cropped lowland rice soils by ³¹P-NMR". European Journal of Soil Science, 2000, vol. 51, p. 391-402.

MANUAL on Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R.92/004, September 1992. Cincinnati: United States Environment Protection Agency and United States Agency for International Development. Center for Environment Research Information, 1992.

MAÑAS, P., CASTRO, E., DE LAS HERAS, J. y SÁNCHEZ, J.C. "Aptitud agronómica del agua residual de depuradora procedente de la EDAR de Albacete". Investigación Agraria: Producción y Protección de Vegetales, 2002, vol. 17, nº 1, 6 p.

MARA, D. y CAIRNCROSS, S. Guidelines for the Safe Use of Irrastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture. Geneva: World Health Organization, 1989.

MARCO, J.B. et al. Regadío y saneamiento urbano en la Albufera de Valencia. Análisis cartográfico. Valencia: Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia, 1999.

MARRERO, M.C. "Reutilización de aguas residuales para la agricultura en Canarias". En Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación. Zaragoza: Universidad De Zaragoza, 2001.

MARTÍN, M. Tesis Doctoral: "Modelación de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de la Albufera (Valencia)". Valencia: Universidad de Valencia, 1998.

MEIRI, A., PLAUT, Z. y PINCAS, L. "Salt tolerance of glasshouse-grown muskmelon". Soil Science, 1981, nº 131, p. 189-193.

MÉNDEZ, F. Contribución al estudio sobre el uso de aguas residuales con fines de riego. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1998.

MÉNDEZ, F. y GARCÍA, J.C. "Relación entre las propiedades edáficas de un antrosol cumúlico y el contenido en metales pesados y biodisponibles mediante análisis estadístico multivariante". Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa. Lérida, 2003.

MENGEL, K. y KIRKBY, E. Principles of plant nutrition. Ginebra: International Potah Institute Switzerland, 1987.

METCALF y EDDY, D. Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización. Madrid Madrid: McGraw-Hill, 1995.

METHODS of Soil Analysis. part 2. In Chemical and Microbiological Properties. Madison (Wisconsin, USA): ASA; SSSA., 1982.

MÉTODOS Oficiales de Análisis. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.

MÉTODOS Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Madrid: Díaz De Santos SA, 1992.

MIRACLE, M.R., VICENTE, E., CAMACHO, A., ARMENGOL, J., ROS, M., SORIA, J.M. y ROMO, S. Estudio limnológico para el Plan de Saneamiento Integral de la Albufera. Valencia: Conselleria de Obras Públicas y Urbanismo, 1990.

MOGENS, H. "Trends in advanced wastewater treatment". Water Sci- Tech., 1997, vol. 35, nº 10, p. 1-4.

MOLINER, J.M. "Geología". En Jornadas sobre la problemática de la Albufera. Valencia: Diputación Provincial de Valencia, 1982, p. 13-22.

MOONEY, H.A., WINNER, W.E. y PELL, E.J. Response of plants to multiple stresses. Boca Raton (EEUU): Ed. Academic Press, 1991.

MORAL, R., NAVARRO, J., GÓMEZ, I. y MATAIX, J. "Quantitative analysis of organic wastes: Effect of sample preparation in the determination of metals". Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1996, vol. 27, nº 3, p. 753-761.

MORAL, R., GÓMEZ, I., NAVARRO, J., MATAIX, J. "Cadmium adroption in different substrata: influence exerted by Ca". Agrochimica, 1996, vol. 40, nº 4, p. 191-196.

MORAL, R., GÓMEZ, I., NAVARRO, J. y MATAIX, J. "Absorption of Cr and effects on micronutrient content in tomato plant (*Lycopersicum Esculentum* M.)" Agrochimica, 1996, vol 40, nº2, p. 132-138.

MORELL, I. y CANDELA, L. Plaguicidas. Aspectos ambientales, analíticos y toxicológicos. Castellón: Ed. Universitat Jaume I, 1998.

MORISHITA, T., FUMOTO, N., YOSHIZAWA, T. y KAGAWA, K. "Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica, indica, javanica, and hybrid varieties produced in the same plot of a field". Soil Science Plant Nutrition, 1987, vol. 33 p. 629-637.

MORTVEDT, J.J., GIORDANO, P.M. y LINDSAY, W.L. Micronutrientes en Agricultura. Méjico: AGT Editor SA, 1983.

MUJERIEGO, J. Riego con Agua Municipal Regenerada. Manual Práctico. Barcelona: Generalitat de Catalunya y UPC, 1990.

MUJERIEGO, J. "Evolución y Perspectivas de la Reutilización de Aguas en España". En MUJERIEGO, J. y SALA, L.L. Comunicacions de les Jornades Tècniques: La Gestió de l'Aigua Regenerada. Gerona: Consorci de la Costa Brava, 1998.

MUJERIEGO, J. y SALA, L.L. Comunicacions de les Jornades Tècniques: La Gestió de l'Aigua Regenerada. Gerona: Consorci de la Costa Brava, 1998.

MUELLER, E.J. y SEGER, D.L. "Metal Fume Fever". Journal Emerg. Medical, 1986, vol 2, p. 271-280.

NAKAYAMA, F.S. y BUCKS, D.A. "Water quality in drip/trickle irrigation: A review". Irrigation Scienc, 1991, nº 12, p. 187-192.

NATHAN, A. et al. "Rice Response to Phosphorus Fertilizer Application Rate and Timing on Alkaline Soils in Arkansas". *Agronomy Journal*, 2002, nº 94, p. 1393-1399.

NAVARRO, J. Reutilización de aguas residuales con destino agrícola. Alicante: CAM-Diputación de Alicante, 1994.

NAVARRO, M. "La depuración por aplicación de aguas residuales al terreno". En el Congreso sobre Tecnologías de Bajo Costo para la Depuración de Aguas Residuales. Madrid: noviembre de 1981.

NICAULD, O., LAFITTE, A. y GROS, A. "Problems related to chronic cadmium intoxication". *Arch. Mal. Prof. Medical Trav. Secur. Soc.*, 1942, nº 4, p. 192-199.

NITSCHKE, L. y SCHUSSLER, W. "Surface water pollution by herbicides from effluents of waste water treatment plants". *Chemosphere*, 1998, vol. 36, nº 1, p. 35-41.

OLK, D.C. BRUNETTI, G. y SENESI, N. "Organic matter in double-cropped lowland rice soils: chemical and spectroscopic properties". *Soil Science*, 1999, vol. 164, nº9, p. 633-649.

OLK, D.C. BRUNETTI, G. y SENESI, N. "Decrease in humification of organic matter with intensified lowland rice cropping: a wet chemical and spectroscopic investigation". *Soil Science Society American Journal*, 2000, vol. 64, p. 1337-1347.

ORON, G., CAMPOS, C., GILLERMAN, L. y SALGOT, M. "Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities". *Agricultural water management*, 1998, vol. 38, p. 223-234.

OSCA, J.M., CASTELL, V., MARZAL, A., GARGALLO, P. y GÓMEZ, D. "Influencia de la fertilización y dosis de siembra en el desarrollo de enfermedades en el arroz en Valencia (España)". En II Encuentro Internacional del Arroz. La Habana, 2001.

PAGE, A.L., CHANG, A.C., SPOSITO, G. y MATTIGOD, S. "Trace elements in wastewater: Their effects on plant growth and composition and their behavior in soils". En ISKANDAR, I.K. *Modeling wastewater renovation. Land treatment*. Nueva York: John Wiley & Sons, 1981.

PALACIOS, M.P., DEL NERO, E. y PAVÓN, N. "Influencia del riego con agua depurada municipal de diferentes calidades sobre los suelos y el cultivo de

platanera". En MUÑOZ, R., RITTER, A. y TASCÓN, C. Estudios en la Zona no Saturada del Suelo. La Laguna: ICIA, 1999.

PALIWAL, K., KARUNAICHAMY, K. y ANANTHAVALLI, M. "Effect of sewage water irrigation on growth performance biomass and nutrient accumulation in Hardwickia Binata under nursery conditions". Biosource Tecnology, 1998, p. 105-111.

PAUL, E.A. y CLARK, F.E. Soil Microbiology and Biochemistry. Second Edition. San Diego: Academic Press, 1996.

PAVÓN, N. et al. "Manejo del abonado utilizando diferentes calidades de agua depurada de origen municipal para un cultivo de platanera". En ACTAS del I Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Murcia: AEDyR, noviembre 2000.

PERIS, E., MILLÁN, M.C., PASCUAL, J., LLOPIS, J.V. y MARTÍN, M. "Análisis de la absorción de plomo en las hojas de plantas urbanas en la ciudad de Valencia". En COMUNICACIONES al Congreso de Química Analítica. Palma de Mallorca, 1988.

PERIS, E. Caracterización de los materiales de fondo del lago de la Albufera, evaluación del nivel de aterramiento y caracterización mineralógica de los materiales, así como de la carga contaminante persistente residente en el lago. Valencia: Conselleria de Medio Ambiente - UPV, 1999.

PERIS, E., MONZÓ, J., PAYÁ, J. y BORRACHERO, M.V. "Characterization of lagoon sediments and their pollutant charge. Proposals for reusing". En WASCON 2000: The Fourth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Constructon with Alternative Materials. Leeds/Harrogate, 2000.

PESCOD, M.M. Wastewater treatment and use in agriculture. Irrigation & Drainage. Paper nº 47. Roma: FAO, 1992.

PETTYGROVE, G.S. y ASANO. Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada. Barcelona: Edicions de la Universitat Politècnica de Catalunya, 1984.

PETTYGROVE, G.S. Y ASANO, T. Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual. California State Water Resources Control Board. Report Nº 84-1wr. Michigan: Lewis Publishers, 1985.

PETTYGROVE, G.S., DAVENPORT, D.C. y ASANO, T. California's reclaimed municipal wastewater resources. PETTYGROVE, G.S. y ASANO, T. Irrigation with

reclaimed municipal wastewater. Sacramento: California State Water Resources Control Board, 1986.

PIÑEIRO, F., GARCÍA, J. y GIMÉNEZ, J. "La Pyriculariosis en el arroz valenciano". Comunitat Valenciana Agraria, 2000, p. 43-47.

POMARES, F. y SERNA, M.D. "Indexes of assessing N availability in sewage sludges". Plant Soil, 1992, vol. 139, p. 1155-1164.

PORTA J., LÓPEZ-ACEBEDO, M. y ROQUERO, C. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Madrid: Ed. Mundiprensa, 1998.

PRATS, D. "Conceptos Generales sobre Reutilización. Calidad de Aguas y Usos Posibles". En Conferencia Internacional sobre el Plan Hidrológico Nacional y La Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización Y Desalación. Zaragoza: Universidad De Zaragoza, 2001.

PRATS, D. y VARÓ, P. "Reutilización de las Aguas Residuales Depuradas en la Comunidad Valenciana". En ACTAS del III Congreso de la Asociación Española de Desalación y Reutilización. Málaga: AEDyR, noviembre 2002.

PRIMO, E. y CARRASCO, JM. Química Agrícola I: Suelos y Fertilizantes. Madrid: Ed. Alambra-Longman SA, 1990.

PROGRAMA Agroalimentario de la Comunidad Valenciana 1994-2000. Valencia: Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, Generalitat Valenciana, 1994.

QUESADA, A., SÁNCHEZ-MAESO, E. y FERNÁNDEZ-VALIENTE, E. "Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of a shallow water ecosystem, the ricefields of Valencia, Spain". Arch. Hydrobiol, 1995, vol. 132, nº 4, p. 495 – 511.

RAMOS, C., GÓMEZ DE BARREDA, D., OLIVER, J., LORENZO, E. y CASTEL, J.R. "Aguas residuales para riego. Un ejemplo de aplicación en uva de mesá". En CABRERA, E. y SAUQUILLO, A. El Agua en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana, 1989, p. 167-184.

RAMOS, C. "El riego con aguas residuales". Jornada sobre aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana. Sanejament d'Aigües - Generalitat Valenciana, 1996, p. 49-63.

RAMOS, C. "El uso de aguas residuales en riegos localizados y en cultivos hidropónicos". En Forum Internacional de Horticultura y Tecnología: "La Automatización de la Hidroponía y la Fertirrigación". Valencia, 1997.

RAMOS, J. y FÉRNANDEZ, C. Los microelementos en la agricultura. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1985.

RAMALHO, R.S. Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona: Reverté, 1996.

RASCHID-SALLY, L., VAN DER HOEK, W. y RANAWAKA, M. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environmental and Human Health Aspects. Working Paper 30. Hanoi, International Water Management Institute, 2001.

RENAUD, P. et al. Internacional Report. En IWSA World Congress. Blackwell Science Ltd, 1997.

REQUENA, S. Tesis Doctoral: "Caracterización y aprovechamiento de los sedimentos del lago de la Albufera". Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2001.

RICO, A.M2., OLCINA, J., PAÑOS, V. y BAÑOS, C. Depuración, desalación y reutilización de aguas en España. Barcelona, Oikos-tau, 1998.

ROJO, I., PÉREZ, J. y VALLVERDÚ, A. "Aptitud de las aguas residuales de Almería tratadas con ozono para su reutilización en riego". En las ACTAS del XIV Congreso Nacional de Riegos. Aguadulce (Almería), 1996, p. 660-667.

ROMERO, R., MOYA, J.L., TADEO, F.R., LEGAZ, F., PRIMO-MILLO, E. y TALÓN, M. "Physiological and anatomical disturbances induced by chloride salts in sensitive and tolerant citrus: beneficial and detrimental effects of cations". Plant Cell Environ, 1998, vol. 21, p. 1243-1253.

ROSE, J.B. y GERBA, C.P. "Assessing potential health risks from viruses and parasites in reclaimed water in Arizona and Florida, USA". Water Science and Technology, 1991, vol. 23 (10-12), p. 2091-2098.

ROSE, J.B., DICKSON, L.J., FARRAH, S.R. y CARNAHAN, R.P. "Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility". Water Resources, 1996, vol. 30, nº 11, p. 2785-2797.

ROSEN, D., TEL-OR, E., HADAR, Y. y CHEN Y. Modern agriculture and the environment. New York: Ed. Kluwer Academic Publishers, 1997.

RUIZ, M.J., LÓPEZ-JARAMILLO, L., REDONDO, M.J. y FONT, G. "Toxicity assessment of pesticides using the Microtox test: Application to environmental samples". *Butll. Environ. Contam. Toxicol.*, 1997, vol. 59, p. 619-625.

SANCHIS, C. *Regadiu i canvi ambiental a l'Albufera de València*. Valencia: Universitat de València, 2001.

SAÑA, J., MORÉ, J.C. y COCHÍ, A. *La gestión de la fertilidad de los suelos*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1996.

SEGURA, M.L., MORENO, R., MARTÍNEZ, S., PÉREZ, J. y MORENO, J. "Effects of wastewater irrigation on melon growth under greenhouse conditions". *Acta Horticulturae*, 2000, nº 559, p. 345-352.

SEGURA, M.L., MARTÍNEZ, S., GRANADOS, M.R., PÉREZ, J. y MORENO, J. "Uso de agua residual depurada en el fertirriego de tomate cultivado bajo condiciones de invernadero". En *Actas del IV Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas*. Cáceres, mayo de 2001.

SEGURA, M.L. et al "Utilización de agua residual depurada para riego de judía verde: estimación de la carga fertilizante y sus efectos sobre el cultivo y la fertilidad del suelo". En *Trabajos del XXI Congreso Nacional de Riegos*. Mérida: Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de Extremadura, 2003.

SEGURA, M.L., MORENO, R., MARTÍNEZ, S., PÉREZ, J. y MORENO, J. "Response of melon and tomato crops to wastewater fertirrigation". (En prensa).

SENDRA, F. Tesis doctoral: "Evaluación agroquímica de los recursos hídricos de la Marina Alta". Alicante: Universidad de Alicante, 1996.

SENDRA, J., CARRERES, R., POMARES, F., ESTELA, M. y TARAZONA, F. "Efecto de la fertilización nitrogenada, fosforada y potásica sobre el rendimiento y el desarrollo vegetativo del arroz en Valencia". *Revista Producción y Protección Vegetal*, 1993, vol. 8, nº 2, p. 221-234.

SEOÁNEZ, C.M. *Aguas Residuales. Tratamiento por Humedales Artificiales*. Fundamentos Científicos. Tecnologías. Diseño. Madrid: Mundi Prensa, 1999.

SHARMA, D.K. y SHARMA, D.R. "Sustainable use of poor quality water with proper scheduling of irrigation and nitrogen levels to rice crop". En VARMA, C.V., RAO, A.R. y KAUSHISH, S.P. *Actas del First International Specialized Conference: Water Quality and its Management*. en Nueva Delhi, India en marzo de 1998. Rotterdam: Brookfield, 1998.

SHEIKH, B., COOPER, R.C y JAQUES, R.S. "Health and safety aspects of irrigation of raw-eaten food crops with reused water". En Water Reuse Symposium II: Water Reuse in the Futures. Washington, agosto de 1981.

SHEIKH, B., COOPER, R.C. y ISRAEL, K.E. "Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops - a case study". Water Sci- Tech., 1999, vol. 40, n° 4-5, p. 261-267.

SHUVAL, H.L. Health considerations in water renovation and reuse En SHUVAL, HL. Water renovation and reuse. Nueva York: Academic Press, 1977.

SHUVAL, H.L., BERCOVIER, H.B. y FATTAL, B. Risk of Legionella infection among irrigation workers exposed to aerosols from water and wastewater. En Water Reuse Symposium III "Future of Water Reuse". San Diego: AWWA, California, agosto 1984.

SHUVAL, H. et al. "Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions". World Bank Technical Paper, n° 51. Washington: The World Bank, 1986.

SIDLE, R.C., HOOK, J.E. y KARDOS, L.T. "Heavy metals application and plant uptake in a land disposal system for waste water". Journal of Environmental Quality, 1976, vol. 5, p. 97-102.

SIMMONS, R. y PONGSAKUL, P. "Towards the development of an irrigation infrastructure based sampling strategy to rapidly evaluate the spatial distribution of Cd in rice-based agricultural system". En Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science. Bangkok (Thailandia): agosto de 2002.

SISCAR-LEE, J.J., JULIANO, B.O., QURESHI, R.H. y AKBAR, M. "Effect of saline soil on grain quality of rices differing in salinity tolerance". Plant Foods Human Nutrition, 1990, vol. 40, p. 31-36.

SOLTANPOUR, P.N. "Determination of Nutrient Availability and Elemental Toxicity by AB-DTPA Soil Test and ICPS". Advances in Soil Science, 1991, n° 16, p. 165-190.

SPARK, K.M., WELLS, J.D. y JOHNSON, B.B. "The interaction of a humic acid with heavy metals". Australian Journal Soil Resources, 1997, vol. 35, p. 89-101.

STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 1998.

STEVENSON, F. y ARDAKANI, J. "Reacciones de la materia orgánica que involucran a los nutrientes en suelos". En MORTVEDT, JL y GIORDANO, PM. En micronutrientes en agricultura. México: AGT Editor SA, 1983, p. 87-126.

STIGLIANI, W. y SALOMONS, W. "Our father's toxic sins". New Scientist, 1993, nº 140, p. 38-42.

STIGLIANI, W. et al. "Heavy metal pollution in the Rhine Basin". Environmental Science and Technology, 1993, nº 27, p. 786-793.

TAMÉS, C. y PERAL, T. Ensayos rápidos semicuantitativos para la caracterización de suelos con fiens agrícolas. 3ª edición. Madrid: Ministerio de Agricultura, 1965.

TANAKA, A. y YOSHIDA, S. "Nutritional disorders of the rice plant in Asia". Irrigation Technologies Bull., 1970, vol. 10, p. 51.

TINARELLI, A. El Arroz. Madrid: Mundi-Prensa, 1988.

TOJA, J. "Bases ecológicas de la depuración de aguas residuales". Ecosistemas, 1995, nº12/13, p. 52-55.

TRAKA-MAVRONA, E., MALOUPA, E., PAPADOPOULOS, F. y PAPADOPOULOS, A. "Response of greenhouse tomatoes to wastewater fertirrigation in soilless cultivation". Acta Horticulture, 1998, nº 458, p. 411-415.

UCHA, A. y FERNÁNDEZ, E. Dinámica del Nitrógeno en los arrozales de Valencia. Valencia: Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001.

UNIVERSIDAD DE FILIPINAS. Cultivo del Arroz. Manual de producción. Méjico: Editorial Limusa, 1988.

USEPA/USAID. Manual: Guidelines for water reuse. US EPA/625/R-92/004. Washington: Technology Transfer. Environmental Protection Agency, 1992.

VÁQUEZ, A., JUSTIN, L., SIEBE, C., ALCÁNTAR, G. y DE LA ISLA, M.L. "Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México". Agrociencia, 2001, vol. 35, p. 267-274.

VICENTE, E. y MIRACLE, M.R. "Estructura y función de los procariontes en dos ecosistemas lagunares costeros: L'Albufera de València y L'Estany de Cullera. En Biología Ambiental. Actas del II Congreso Mundial Vasco, 1988, I, p. 79-107.

VICENTE, E., MIRACLE, M.R., SORIA, J.M. "Global model for nutrient flux and biomass production in the Albufera of Valencia, Spain". Rapp. Comm. Int. Medit., 1992, vol. 32, nº1.

VILLAREAL, C.P., JULIANO, B. y SAUPHANOR, B. "Grain quality of rices grown in irrigated and upland cultures". Plant Foods Human Nutrition, 1990, vol. 40, p. 37-47.

WASTEWATER treatment and use in agricultura. Irrigation and Drainage. Paper 47. Roma: FAO, 1992.

WALLE, F.B. y SEVENSTER, J. Agriculture and the environment. Ed. Kluwer Academic Publishers, 1998.

WEATHERFORD, J., HAMMOND, A. y RATLIFF, J. "Investigation of the ability of plants found in western Kentucky to hyperaccumulate lead and aluminum from soils". Microchemical Journal, 1997, vol. 56, nº 1, p. 93-102.

WILD, A. Condiciones del Suelo y Desarrollo de las Plantas según Rusell. Barcelona: Mundi-Prensa, 1992.

WILLARD, H. et al. Métodos instrumentales de análisis. Méjico: Editorial Iberoamericana, 1998.

YATO, Y. Study on agricultural reuse of treated wastewater; effects of nitrogen on cultivation of rice. Tukuba Sciency City: Ministry of Construction; 1986.

ZUFIAURRE, R., OLIVAR, A., CHAMORRO, P., NERÍN, C. y CALLIZO, A. "Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses". The Analyst, 1998, vol. 123, nº 2, p. 255-259.

ZULU, G., TOYOTA, M. y MISAWA, S-I. "Characteristics of water reuse and its effects on paddy irrigation system water balance and the riceland ecosystem". Agricultural Water Management, 1996, vol. 31, p. 269-283.

RECURSOS EN INTERNET:

PÁGINAS WEB:

Página web de la Generalitat de Catalunya, Departamento de Sanitat i Seguretat Social: <http://www.gencat.es/sanitat/portal/es/spsard03.htm>

Página del proyecto FILTER (Filtration and Irrigated cropping for Land Treatment and Effluent Reuse), en Australia, sobre reutilización de aguas residuales en agricultura: <http://www.dwr.csiro.au/pub/info-sheets/pis-24.htm>

Microirrigation Forum; gestiona la lista TRICKLE-L: <http://www.mif.org>

Portal AgropecStar: <http://www.agropecstar.com>

http://www.wiz.uni-kassel.de/kww/irrig_i.html (tiene mucha información sobre riegos en GENERAL; INDICA COMO ACCEDER A LAS LISTAS DE DISCUSIÓN SOBRE RIEGOS)

HISPAGUA (MINISTERIOS DE FOMENTO, MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, CEDEX): <http://hispagua.cedex.es>

NEW WATER CULTURE FOUNDATION o FUNDACIÓN PARA LA NUEVA CULTURA DEL AGUA: <http://www.unizar.es/fnca>

AGUAS RESIDUALES. DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES. CALIDAD DEL AGUA PARA LA AGRICULTURA: <http://www.isch.edu.cu/biblioteca/campus/residuales>

ECOBODY: ENVIRONMENT WEB DIRECTORY: : <http://www.ecobody.com>

UNITED STATES NATIONAL AGRICULTURAL LIBRARY: <http://www.nat.usda.gov>

Página Web de la base de datos AGRICOLA: <http://www.nat.usda.gov/ag98>

Página Web de la Albufera de Valencia: <http://www.albufera.com>

Página Web de la FAO: <http://www.fao.org>

Noticias sobre el arroz en castellano: <http://www.arroz.com>

Noticias sobre el arroz en inglés: <http://www.ricenetwork.com>

Directorate of Rice Research del Indian Council of Agriculture Research (ICAR): <http://www.drrindia.org>

Centro de Información y Documentación del CSIC:
<http://www.bdcsic.csic.es:8084/>

Entitat de Sanejament d'Aigües: <http://epsar.cop.gva.es/depuradorasv>

European Environmental Agency: <http://www.eea.eu.int/>

US Environmental Protection Agency:
<http://galaxy.einet.net/hytelnet/US192.html>

US Water Conservation Laboratory:
<http://www.uswcl.ars.ag.gov/uswcl.htm>

Journal of Statistics Education:
<http://www2.ncsu.edu/ncsu/pams/stat/info/jse/homepage.html>

ENVEG - nitrogen fertilisation of field vegetable crops
<http://www.hri.ac.uk/enveg/>

De la página Web del Potash & Phosphate Institute:

<http://www.ppi-far.org>

Diario Oficial de la Unión Europea: <http://europa.eu.int/eur-lex/es/oj/index-list.html>

University of California Extension Service: <http://www.ucop.edu/unex/>

University of Arizona Cooperative Extensión Service:
<http://ag.arizona.edu/extension/>

University of Florida – Extension Service: <http://edis.ifas.ufl.edu/>

FOROS DE DISCUSIÓN Y LISTAS DE DISTRIBUCIÓN EN INTERNET:

- * **COMPENDIO DE LISTAS DE DISCUSIÓN:** <http://paml.alastra.com/>

Que tratan sobre el riego y en las que aparecen notas sobre el empleo de aguas residuales:

- * **IRRIGATION-L** El servidor de esta lista es IRRIGATION-L@listserv.gmd.de
- * **TRICKLE-L** El servidor de esta lista es LISTSERV@crcvms.unl.edu

ANEJOS

ANEJO I:

FICHAS DE LAS PARCELAS
ENCUESTAS A LOS AGRICULTORES

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 1**

Parcela y polígono: 21, 15

Propietario: Rafael Ruiz

Telf.:

Variedad utilizada: fonsa (los tres años)

Producción: 700 kg/ hanegada

Procedencia del agua: mezcla de acequia de Favara y depuradora

% de vertido según procedencia del agua:

Tipo de abonado: urea, sulfato biamónico

Cantidad de abonado: 20 kg/ hanegada de urea; 10 kg/hanegada fosfato biamónico

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): fuerte, 65 cm en madurez

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro con hoja mediana

Desarrollo de la panícula: óptimo

Desarrollo del grano: óptimo

Ahijamiento: escaso ahijamiento

Enfermedades de la planta: pericularia

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: resistente al encamado

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Otras observaciones: en 2003 algo tendido por las tormentas de finales de verano

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 2**

Parcela y polígono: 115-116, 105

Propietario: Manuel Navarro

Telf.:

Variedad utilizada: senia en 2001, monsianell 2002 y 2003

Producción: 650-700 kg/hanegada

Procedencia del agua: depuradora de Pinedo

% de vertido según procedencia del agua: 100 % depuradora

Tipo de abonado: no abona

Cantidad de abonado: ---

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): excesivo desarrollo en 2001, unos 90 cm de altura en madurez en 2002

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro

Desarrollo de la panícula: óptimo

Desarrollo del grano: óptimo

Ahijamiento: óptimo

Enfermedades de la planta: planta sana

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: encamado

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Otras observaciones: la cosecha sufrió los efectos del pedrisco del año 2001 muy tendida ese año, año 2002 algo tendida (un 5%), muy tendida en 2003 como consecuencia de las tormentas de finales de verano.

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 3**

Parcela y polígono: 169, 6

Propietario: Tomás Navarro

Telf.:

Variedad utilizada: fonsa

Producción: 650 kg/hanegada

Procedencia del agua: depuradora de pinedo

% de vertido según procedencia del agua: se riega únicamente con aguas de la depuradora

Tipo de abonado: no abona (pero en el año 2002 se aplicó 15 kg/hanegada de urea y 5 de sulfato biamónico).

Cantidad de abonado: ---

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): óptimo, unos 50 cm de altura

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro

Desarrollo de la panícula: óptimo

Desarrollo del grano: cáscara fina cáscara fina

Ahijamiento:

Enfermedades de la planta: ninguna

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: no

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

sin encamado en 2001 y 2002, mayor desarrollo en 2003 y algo tendida a consecuencia de las tormentas de finales de verano

Otras observaciones:

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 4**

Parcela y polígono: 107-108, 6

Propietario: Vicente Ibáñez

Telf.:

Variedad utilizada: fonsa

Producción: 750-800 kg/hanegada 2001 (725 kg/hanegada 2002)

Procedencia del agua: depuradora de Pinedo

% de vertido según procedencia del agua: prácticamente el 100 % con aguas de la depuradora

Tipo de abonado: sulfato biamónico, urea (en 2002 complejo granudo NPK especial para el arroz en dosis de 25 kg/hanegada)

Cantidad de abonado: 30 kg/hanegada de sulfato biamonico, 20 kg/hanegada de urea

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): óptimo, 70 cm gran desarrollo para la variedad fonsa

Coloración y aspecto de las hojas: óptimo

Desarrollo de la panícula: óptimo

Desarrollo del grano: óptimo

Ahijamiento: escaso

Enfermedades de la planta: ---

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: encamado

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Encamado en el año 2001 y 2003, sin encamar en 2002. En el año 2003 muy tendida pero menos que la mayoría de las parcelas próximas

Otras observaciones: el grano no suele germinar en las boqueras

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 5**

Parcela y polígono: 35, 6

Propietario: José F. Llopis Esteve

Telf.:

Variedad utilizada: fonsa en 2001 y 2003, senia en 2002

Producción: 750-850 kg/hanegada en 2002, (650 kg/hanegada en 2001)

Procedencia del agua:

% de vertido según procedencia del agua: prácticamente sólo se riega con aguas de la depuradora

Tipo de abonado: NPK, urea

Cantidad de abonado: 30 kg/hanegada de NPK, 11-20 kg/hanegada de urea

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): tallo corto y fuerte en 2001, mayor altura en 2002 (100 cm)

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro

Desarrollo de la panícula: óptimo

Desarrollo del grano: óptimo

Ahijamiento: escaso

Enfermedades de la planta: pericularia

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: encamado dependiendo del año.

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Encamado en 2001 y algo tendida 2002, en pie en 2003

Otras observaciones: el grano no suele germinar en las boqueras

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 6****Parcela y polígono:** 8, 5**Propietario:** José Alonso**Telf.:****Variedad utilizada:** senia 2001 y 2002, monsianell 2003**Producción:** 700 kg/hanegada**Procedencia del agua:** depuradora de pinedo y acequia Nova (mezcla de depuradora y Favara)**% de vertido según procedencia del agua:** 70 % depuradora de Pinedo**Tipo de abonado:** urea**Cantidad de abonado:** 15 kg/hanegada**Productos fitosanitarios aplicados:** ---**Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido):** gran desarrollo (110 cm)**Coloración y aspecto de las hojas:** óptimo**Desarrollo de la panícula:** óptimo**Desarrollo del grano:** óptimo**Ahijamiento:** normal**Enfermedades de la planta:** no**Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta:** encamado**Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):**

Bastante tendida todos los años

Otras observaciones:

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 7**

Parcela y polígono: 234, 7

Propietario: Bernardo Fuster

Telf.:

Variedad utilizada: monsianell

Producción: 650 kg/hanegada, (725 kg/hanegada en 2002)

Procedencia del agua: depuradora de Pinedo y acequia Nova

% de vertido según procedencia del agua: 70 % depuradora de Pinedo

Tipo de abonado: urea, sulfato biamónico

Cantidad de abonado: 10-15 kg/hanegada de urea

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): normal, 90 cm de longitud

Coloración y aspecto de las hojas: óptimo

Desarrollo de la panícula: normal

Desarrollo del grano: normal

Ahijamiento: óptimo

Enfermedades de la planta: pericularia

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta:

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Poco encamado en 2002, sin encamado los otros dos años.

Otras observaciones:

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 8**

Parcela y polígono: 309, 7

Propietario: Félix Baixauli

Telf.:

Variedad utilizada: senia 2001 y 2003, fonsa en 2002

Producción: 750-850 kg/hanegada (700 kg/hanegada 2002)

Procedencia del agua: depuradora de Pinedo, acequia Nova, Albufera

% de vertido según procedencia del agua: 70 % depuradora de Pinedo y acequia Nova, resto de la Albufera

Tipo de abonado: NPK, urea

Cantidad de abonado: 30 kg/hanegada de NPK, 20 kg/hanegada de urea

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): normal

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro

Desarrollo de la panícula: normal

Desarrollo del grano: normal

Ahijamiento: excaso

Enfermedades de la planta: pericularia

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta: encamado

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Problemas de encamado en 2001 y 2003, sin encamado en 2002

Otras observaciones:

ENCUESTA ARROZ**PARCELA 9**

Parcela y polígono: 161, 8

Propietario: Antonio Baixauli

Telf.:

Variedad utilizada: fonsa

Producción: 550-600 kg/hanegada

Procedencia del agua: Albufera

% de vertido según procedencia del agua: mayoritariamente de la Albufera

Tipo de abonado: urea

Cantidad de abonado: 17-19 kg/hanegada

Productos fitosanitarios aplicados: ---

Desarrollo y fortaleza del tallo (tendido): normal, baja de unos 65 cms de altura de planta

Coloración y aspecto de las hojas: verde oscuro

Desarrollo de la panícula: normal

Desarrollo del grano: normal

Ahijamiento: excaso

Enfermedades de la planta: pericularia

Problemática en alguna fase del desarrollo de la planta:

Observaciones con respecto a años anteriores (variación condiciones de cultivo, respuesta de la planta):

Otras observaciones:

Sin encamado

ANEJO II:

IMÁGENES DE LAS PARCELAS



Figura 1a: Parcela 1 antes de la cosecha.



Figura 1b: Parcela 1 durante la cosecha.



Figura 2a: Parcela 2 antes de la cosecha.



Figura 2b: Parcela 2 durante la cosecha.



Figura 3a: Parcela 3 antes de la cosecha.



Figura 3b: Parcela 3 durante la cosecha.



Figura 4a: Parcela 4 antes de la cosecha.



Figura 4b: Parcela 4 durante la cosecha.



Figura 5a: Parcela 5 antes de la cosecha.



Figura 5b: Parcela 5 durante la cosecha.



Figura 6a: Parcela 6 antes de la cosecha.



Figura 6b: Parcela 6 durante la cosecha.



Figura 7a: Parcela 7 antes de la cosecha.



Figura 7b: Parcela 7 durante la cosecha.



Figura 8a: Parcela 8 antes de la cosecha.



Figura 8b: Parcela 8 durante la cosecha.



Figura 9a: Parcela 9 antes de la cosecha.



Figura 9b: Parcela 9 durante la cosecha.