

Sales - Sodio y Metales Pesados en Aguas Residuales no Depuradas Usadas para el Riego en el Cultivo de la Caña de Azúcar

Recibido para evaluación: 12 de Agosto de 2002

Aceptación: 20 de Junio de 2003

Recibido versión final: 02 de Julio de 2003

Franky José Méndez-Romero¹

Juan Manuel Gisbert-Blanquet

RESUMEN

En una finca ubicada en la cuenca del Lago de Valencia al noreste de la Ciudad de Guacara (Venezuela) y cultivada con caña de azúcar, se evaluó durante el ciclo de producción 1997-1998 el contenido de sales, sodio y metales pesados presentes en las aguas residuales no depuradas usadas para el riego por gravedad en el cultivo de la caña de azúcar. La salinidad se determinó por lectura directa de la conductividad eléctrica en las aguas de riego, corregida por la temperatura. Sodio se determinó por fotometría de llama. Calcio y magnesio mediante valoración con EDTA. Cd, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn se determinaron empleando técnicas de EAA previa preservación de las muestras con NO₃H.

La calidad de las aguas residuales usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar, se evaluó al emplear las normas propuestas por la República de Venezuela (1995) y, de forma comparativa se emplearon las directrices señaladas en Pratt y Suárez (1990), Crook y Bastian (1992), y las Normas Oficiales Mexicanas NOM-CAA-032-ECOL/93 (1993) que regulan el uso de las aguas residuales para riego. Los resultados señalan que las aguas residuales usadas para el riego en el cultivo de la caña de azúcar, generan desde ligeros a severos problemas por salinidad y sodio, tanto a los suelos como al cultivo en cuestión. El contenido de metales pesados presentes en dichas aguas, manifestó que la concentración de Cd, Fe y Cu están fuera de los límites permitidos en la Legislación Venezolana. Así mismo al comparar los resultados con el resto de las normas, se encontró que todos los metales evaluados excepto el Zn, están fuera de los límites permitidos en cada caso.

En todo caso, el uso sostenido para riego en el cultivo de la caña de azúcar de las aguas objeto de esta investigación, pueden conducir a generar problemas de contaminación y toxicidad por metales pesados, sales y sodio en el cultivo, suelos, aguas subterráneas y el hombre.

PALABRAS CLAVE: Metales Pesados, Riego, Aguas Residuales, Caña de Azúcar, Gestión Ambiental, Legislación Ambiental

ABSTRACT

In a farm located in the Valencia Lake Basin at northeast of Guacara city, (Venezuelan country) and cultivated with sugar cane crop was evaluated during the period of Julio of 1996 to June of 1997 the salinity, sodicity and heavy metals concentration in municipal wastewater using to gravity irrigated the sugar cane crop. The salinity was determinate by EC direct measure in irrigation water (standardised at 25 °C). Sodium by flame photometer. Calcium and Magnesium by titulation with EDTA. Cd, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn, were determinate by AAS before water samples preserve with NO₃H.

The wastewater quality employ to irrigated the sugar cane crop was evaluated by mean of the Venezuelan Official water Laws (1995) and compare too with the directives mentioned by Pratt and Suárez (1990), Crook and Bastian (1992) and the Mexican Official wastewater irrigation laws NOM-CAA-032-ECOL/93 (1993). The results showed than the wastewater using to irrigated the sugar cane field crop could bring light and strong problems by salinity and sodium so much the soil as the crop. The concentration of Cd, Fe and Cu are outside limits proposal in the Venezuelan Official water laws (1995). Also when comparing the results with the other directives all the heavy metal concentration are outside the proposed limits in each one of them except the Zn.

In any case, the continuous use of the wastewater treated in this research could generate potential contamination and toxicity problems by heavy metals, salts and sodium in the crop, soils, groundwater and the people.

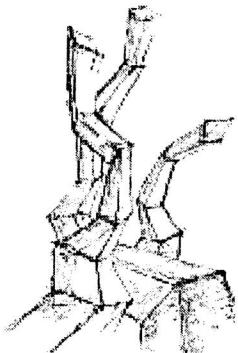
KEY WORDS: Heavy Metals, Wastewater, Irrigation, Sugar Cane, Environmental Management, Environmental Laws

1. Universidad Politécnica de Valencia
Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos
Dpto. de Producción Vegetal
Unidad Docente de Suelos.
franky@cantv.net

1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del lago de Valencia se ubica en la región centro-norte de Venezuela, ocupando parte de los estados Aragua y Carabobo entre la cordillera de la costa al norte y la serranía del interior al sur. Su superficie con 3.140 Km², es ocupada por más de 2.700.000 habitantes y 2.000 industrias (Méndez, 1998). Un volumen considerable de las aguas residuales no depuradas que se producen en la cuenca, es empleado para el riego en cultivos de caña de azúcar, bananos, pastos y hortalizas, lo que constituye una práctica muy común por los agricultores en la región. Práctica que se encuentra muy difundida en regiones áridas y semiáridas del mundo.

Un enfoque positivo al emplear las aguas residuales para riego es el elevado contenido de nutrientes contenidas en ellas como N, P y K, aunque este último en bajas concentraciones. Muchas experiencias han dejado de manifiesto que el riego con aguas residuales satisface las necesidades de N (Fegin et al., 1984), P (Kardos y Hook, 1976) y en menor concentración el K (Palazzo y Jenkins, 1979). De esta manera se contribuiría a reducir el consumo de fertilizantes inorgánicos, con la consiguiente reducción en aporte de metales pesados contenidos en ellos, por supuesto, será necesario siempre evaluar los potenciales riesgos que se puedan derivar de su uso sobre el medio ambiente (Méndez, 1998).



Los metales pesados se encuentran presentes en las aguas superficiales en fases coloidales, de partículas y disueltas (Kennish, 1992; citado por Segura et al., 2001). El metal coloidal y de partículas se puede encontrar en 1) hidróxidos, óxidos, Silicatos o, sulfuros; 2) arcillas, sílice o, materia orgánica. Las formas solubles son generalmente iones orgánico-metálicos quelatados o complejos. La solubilidad de los metales pesados presentes en las aguas superficiales, son predominantemente controlados por el pH, el tipo de concentración de los ligandos en los cuales el metal se podría fijar por adsorción, el estado de la oxidación de los componentes y el ambiente redox del sistema (Connell et al., citados por Segura et al., 2001). Según Leach et al., (1980) y Schalscha et al., citados por Ingles et al., (1992) encontraron un incremento en la concentración de metales pesados en plantas, suelos y aguas subterráneas cuando se aplicaba continuamente una gran cantidad de aguas residuales para riego sin depurar durante un periodo de tiempo, al menos, superior a 10 años. Los contenidos de metales pesados en los suelos están estrechamente relacionados con la composición de la roca madre, sin embargo, en suelos agrícolas las concentraciones de estos elementos puede ser incrementada aún más por otras vías antropogénicas como emisiones a la atmósfera, fertilizantes, agroquímicos y uso de aguas residuales sin depurar para riego. Dependiendo de la concentración presente en las aguas residuales y de las propiedades del suelo como la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica y el pH, una cantidad de estas concentraciones pasará a concentraciones biodisponibles en la solución del suelo y serán tomados y fijados por los cultivos con su consecuente transmisión a la cadena trófica (Aubert y Pinta, 1977; Davies, 1977; Davies, 1979; Kabata Pendias y Pendias, 1984; Cala et al., 1985; Adriano, 1986).

Méndez et al. (2000) señalan el impacto que ha producido el uso de las aguas residuales para riego en el valle del Atlixco, México. La evaluación de la calidad de estas aguas mediante la Norma Oficial Mexicana (NOM-CCA-032ECOL, 1993), donde se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen urbano para su disposición mediante riego, determinó que las concentraciones de metales pesados presentes en estas aguas superaban ampliamente los límites de la citada Norma. Asimismo la evaluación realizada a los suelos reportó una concentración de metales pesados significativa al compararla con respecto a las concentraciones consideradas normales.

Una vez los metales pesados estén presentes en los suelos independientemente de cual haya sido la vía de transferencia, su distribución y asociación con los componentes del perfil del suelo, están condicionados a diversos procesos edáficos. Sin embargo, las actividades antrópicas pueden modificar de forma importante los ciclos biogeoquímicos naturales de dichos elementos; por lo que su acumulación en la edafósfera puede provocar grandes consecuencias ya que, a diferencia de los compuestos orgánicos contaminantes xenobióticos, los metales pesados no están sujetos a degradación bioquímica (Cala, 1998).

En tal sentido, en el presente trabajo se evaluó la calidad las aguas residuales no depuradas y usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar mediante la legislación establecida por la República de Venezuela (1995), en su Decreto 883 que regula el uso de las aguas residuales con fines de riego. Además, en esta evaluación se emplearon algunas directrices de referencia internacional a objeto de comparación. Por último y de acuerdo a los resultados obtenidos, se califica el impacto que dichas aguas potencialmente pueden generar sobre el medio ambiente.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La ciudad de Guacara está localizada en la cuenca del Lago de Valencia, Municipio Guacara del Estado Carabobo, región centro norte de Venezuela (Figura 1). Las aguas residuales urbanas e industriales de un sector de esta ciudad, se vierten en un canal que drena sus aguas al Lago de Valencia. Las aguas residuales en su trayecto hacia el Lago son extraídas por los agricultores de la zona, mediante bombas instaladas en la superficie del suelo para el riego por surcos largos en el cultivo de la caña de azúcar. Esta práctica de riego que se viene haciendo por más de 12 años, alcanza hoy día una superficie de riego cercana a las 1000 has del cultivo.



*Figura 1.
Ubicación del área de estudio en
la Cuenca del Lago de Valencia*

Desde junio de 1997 a julio de 1998 y con frecuencia mensual, se tomaron por triplicado muestras de las aguas residuales usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar. Las muestras se recolectaron en envases de 1 L. de capacidad previamente lavados con agua destilada y tratados con una solución ácida para eliminar residuos que pudiesen alterar las mediciones. Las muestras fueron preservadas con HNO_3 a pH < 2 y refrigeradas por debajo de 4 °C a objeto de mantener su estabilidad (Moreno, Pérez y herrero, 1996). La valoración de la concentración de Cd, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn se hizo a través de las técnicas de espectrofotometría de adsorción atómica. Además de la valoración anterior, se determinaron los parámetros asociados a la salinidad y sodicidad en dichas aguas (US-EPA, 1974 y APHA-AWWA-WPCF, 1992). La calidad de las aguas residuales usadas para riego, se evaluó al hacer uso de las directrices propuestas por la República de Venezuela (1995) a través del Decreto 883 y de forma comparativa con lo propuesto por Pratt y Suárez (1990), Crook y Bastian (1992) y las Normas Oficiales Mexicanas NOM-CAA-032-ECOL/93 (1993). Los resultados obtenidos fueron objeto de un análisis estadístico de la varianza con objeto de calcular el nivel de probabilidad del efecto estudiado y la estimación múltiple de medias (M.D.S. test de Duncan) para una probabilidad = 0,05.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las características químicas determinadas y expresadas en la Tabla 1 se manifiesta que, las aguas residuales no depuradas y usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar presentan un grado de restricción de ligero a moderado por salinidad, severas restricciones por toxicidad del ión sodio y ligeros a moderados problemas asociados a la infiltración del agua en el suelo (Ayers y Westcot, 1985). Asimismo al determinarse una concentración de 3 meq l⁻¹ de Carbonato de Sodio Residual (CSR) en estas aguas, las mismas quedan calificadas como inutilizables según Eaton (1950). Sin embargo, esta calificación no debe usarse indiscriminadamente, puesto que asume la precipitación completa de una cantidad de Ca y Mg o, de HCO₃, equivalente a la concentración de los mismos en el agua, lo que sucede realmente en la gran mayoría de las situaciones, ya que la cantidad de bicarbonatos y de calcio que se precipitan en el agua depende de la cantidad de agua que pasa a través de la zona radical y del pH (Bresler et al., 1982). Igualmente deberá considerarse la solubilidad de los carbonatos de calcio y magnesio, que en este caso en particular se forman como sales de solubilidad baja al no haber una alta concentración de CO₂ en las aguas de riego (Méndez, 1998).

Tabla 1.
Resumen estadístico de algunas características químicas presentes en las aguas residuales no depuradas usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar.

| Parámetro | pH | CE _r dS m ⁻¹ | RAS _r | CSR meq l ⁻¹ | RAS° |
|---------------------|-------|---------------------------------------|------------------|----------------------------|-------|
| Media | 7,4a | 2,6a | 2,6a | 3,0a | 9,3a |
| Desviación Estándar | 0,296 | 0,290 | 0,362 | 0,352 | 1,523 |
| C.V. (%) | 3,98 | 11,02 | 13,80 | 11,88 | 16,42 |
| Max. | 7,9 | 2,9 | 3,3 | 3,5 | 11,5 |
| Min. | 7,0 | 2,0 | 1,8 | 2,5 | 7,0 |

(a) Valores medios significativos entre repeticiones a P < 0,05 M.D.S. test de Duncan.

Las características químicas asociados a la salinidad y sodicidad en las aguas, no manifestaron diferencias significativas al 0,05 % durante el periodo de evaluación (Tabla 1), es decir, al menos durante el periodo de evaluación no se presentaron variaciones extremas que permitieran diferenciar las mismas en el tiempo de evaluación.

Igualmente las concentraciones de Cd, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn no manifestaron variación significativa al 0,05 % durante el periodo de evaluación (Tabla 2), por lo que, se asume una condición muy similar al expuesto para la salinidad y sodicidad.

Tabla 2.
Resumen estadístico de la concentración de metales pesados presentes en las aguas residuales no depuradas usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar

| Parámetro | Cd mg l ⁻¹ | Cu mg l ⁻¹ | Fe mg l ⁻¹ | Mn mg l ⁻¹ | Ni mg l ⁻¹ | Zn mg l ⁻¹ |
|---------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Media | 0,064 a | 0,217 a | 2,206 a | 0,355 a | 0,320 a | 0,433 a |
| Desviación Estándar | 0,004 | 0,013 | 0,109 | 0,015 | 0,010 | 0,026 |
| C.V. (%) | 5,70 | 5,80 | 4,92 | 4,33 | 3,04 | 5,98 |
| Max. | 0,069 | 0,240 | 2,400 | 0,380 | 0,340 | 0,512 |
| Min. | 0,056 | 0,198 | 2,050 | 0,320 | 0,298 | 0,418 |

(a) Valores medios significativos entre repeticiones a P < 0,05 M.D.S. test de Duncan

Las directrices consideradas a objeto de evaluar y comparar la calidad de las aguas usadas para riego objeto de este estudio (Tabla 3), revelan que la concentración media de Cd con 0,064 mg l⁻¹ supera el límite máximo permitido según el Decreto 883, como también el límite máximo permitido en las normas propuestas para su comparación. De acuerdo con lo expuesto por Méndez et al., (2000), una situación muy similar se podría presentar en este sistema de producción, aunque en condiciones edafoclimáticas e hidrogeológicas diferentes, si no se aplican las medidas correctivas para mejorar la calidad de estas aguas en cuanto al Cd se refiere, se puede manifestar potencialmente la contaminación de aguas subterráneas, suelos, cultivo y seres vivos

| Elemento | Pratt y Suárez (1990) mg l ⁻¹ | Crook y Bastian (1992) mg l ⁻¹ | República de Venezuela Decreto 883 mg l ⁻¹ | MON-CCA-032- ECOL/93 (1993) mg l ⁻¹ | Resultados obtenidos del estudio (1998) ¹ mg l ⁻¹ |
|----------|---|--|--|---|---|
| Cd | 0,01 | 0,01 | 0,05 | 0,01 | 0,064 |
| Cu | 0,20 | 0,20 | 0,05 | - | 0,217 |
| Fe | - | 2,0 | 1,0 | 5,0 | 2,206 |
| Mn | 0,20 | 0,20 | 0,50 | 0,20 | 0,355 |
| Ni | 0,20 | 0,20 | 0,50 | - | 0,320 |
| Zn | 0,50 | 2,0 | 5,0 | - | 0,433 |

¹ Resultados obtenidos objeto del estudio realizado en la Cuenca del Lago de Valencia. Venezuela

Tabla 3.
Directrices empleadas para la evaluación de la calidad de las aguas residuales usadas para riego en el cultivo de la caña de azúcar.

El Cd puede ser adsorbido y retenido en el suelo debido a la capacidad de intercambio catiónico, pH, contenido de materia orgánica, minerales arcilla y óxidos. Dadas las condiciones en el suelo y de acuerdo con la reactividad que este metal pueda manifestar, una cantidad de éste podría estar disponible en la solución del suelo, con el consecuente impacto sobre el medio ambiente (Aubert y Pinta, 1977; Davies, 1977; Davies, 1979; Kabata Pendias y Pendias, 1984 y Cala et al., 1985; Adriano, 1986). La presencia de cantidades considerables de Cd en los suelos agrícolas, aún cuando sea en forma total, constituye un llamado de alerta, ya que es uno de los metales pesados con mayor grado de solubilidad que podría ser asimilado por las plantas y contaminar las aguas subterráneas (Sposito, 1994).

En los seres vivos el Cd puede acumularse en el hígado, riñón y páncreas, reemplazando bioquímicamente al Zn, lo que provocaría elevada presión sanguínea y problemas renales, destruye el tejido testicular y los glóbulos rojos (Brian, 1980).

El Cu con una concentración media de 0,217 mg l⁻¹ supera el límite propuesto para su evaluación, así como el de las otras normas propuestas para su comparación. El Cu representa un elemento esencial para el crecimiento de las plantas y su deficiencia ha sido bien estudiada en una amplia categoría de especies vegetales. El exceso de Cu en los suelos puede conducir a la generación de problemas por excesos de este metal conocidas como "toxicidad por Cu", aunque en cultivos como forrajes y dependiendo de los suelos donde estos se desarrollen pueden encontrarse concentraciones de Cu desde 0,1 hasta 400 mg kg⁻¹ (Reuther y Labanauskas, 1966). Asimismo el rango de concentración de este elemento tanto en suelos como en plantas según Davies (1977) es de 10 – 80 mg kg⁻¹ y de 7 – 30 mg kg⁻¹, respectivamente.

El Cu puede ser eliminado en las aguas de drenaje cuando está en la solución del suelo o, tomado por las plantas en diferentes concentraciones promedio a razón de 7 g ha⁻¹ año⁻¹ (Zöttl, et al., 1979); 108 g ha⁻¹ año⁻¹ (Heindrichs y Mayer, 1977) y 29 g ha⁻¹ año⁻¹ (Tyler, 1978, 1981). El Cu es uno de los metales pesados más móviles en el suelo. En los procesos hipergénicos es un catión traza muy versátil y en suelos o materiales de deposición, exhibe una gran capacidad para interaccionar químicamente con los minerales y componentes orgánicos del suelo; pero su forma iónica precipita fácilmente con aniones como sulfatos, carbonatos y oxidrilos, por lo que, se convierte en un elemento bastante inmóvil en suelos.

El Cu por lo general es abundante en la solución de diferentes tipos de suelos en concentraciones que van desde 3 hasta 135 ig l⁻¹. lo que representa una concentración que va de 0,047 hasta 2,125 iM. (Kabata Pendias – Pendias, 1984). Soluciones nutritivas que contengan una concentración de Cu entre 0,1 y 1,0 mg l⁻¹, han manifestado problemas de toxicidad en algunas especies vegetales (Pratt y Suárez, 1990).

Viets y Lindsay (1973) señalan que una concentración biodisponible de Cu con 0,2 mg kg⁻¹ presente en los suelos y extraída con EDTA, se manifiesta como una concentración crítica de ser considerado como adecuada y/o deficiente, según sé este por arriba o por debajo de este valor . Jones (1972) estima que una concentraciones de Cu en hojas menores de 4 mg kg⁻¹ es deficiente, entre 4 y 20 mg kg⁻¹, suficiente y mayor de 20 mg kg⁻¹, tóxica.

El Fe con una concentración de 2,206 mg l⁻¹ supera el límite de evaluación propuesto, este elemento no representa un riesgo potencial por toxicidad en una gran mayoría de las especies vegetales. Sin embargo, en climas húmedos donde el intemperismo de los minerales ígneos ricos en este elemento hace incrementar considerablemente su concentración, se pueden manifestar signos de toxicidad en algunos cultivos (Mortvedt et al., 1983).

Entre los efectos que los excesos de hierro generan sobre los cultivos están el manchado verde oscuro en las hojas, disminución en el crecimiento de partes foliares, terminales y raíces, coloración bronceada y púrpura en algunos cultivos, por ejemplo, arroz y tabaco. La concentración promedio tanto en suelos como en cultivos va de 10.000 hasta 100.000 mg kg⁻¹ y de 25 hasta 500 mg kg⁻¹, respectivamente (Davies, 1977).

En el suelo el Fe exhibe una gran afinidad para formar complejos orgánicos y quelatos. Estas formaciones son las responsables de su movilidad entre los horizontes del suelo, su precipitación y disponibilidad a los cultivos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Viets y Lindsay (1973) señalan que una concentración biodisponible de Fe menor a 2,5 mg kg⁻¹ en suelos y extraída con EDTA, representa una concentración que indica claras deficiencias, de 2,5 a 4,5 mg kg⁻¹, intermedia y mayor de 4,5 mg kg⁻¹, adecuada.

Jones (1972) considera las concentraciones de Fe en hojas de muchas especies vegetales menores de 50 mg kg⁻¹ como deficientes, entre 50 y 250 mg kg⁻¹ de suficientes y no reconoce toxicidad por este elemento en plantas.

El Mn con una concentración de 0,355 mg l⁻¹ no supera el límite de evaluación propuesto, no así, lo hace con el resto de las normas propuestas para su comparación Viets y Lindsay (1973) señalan que una concentración biodisponible de Mn con 1,0 mg Kg⁻¹ en suelos y extraída con EDTA, se puede definir como el límite entre lo suficiente e insuficiente según sé este por arriba o por debajo de esta concentración. Jones (1972) considera que la concentración de Mn en una gran variedad de especies vegetales menor a 20 mg kg⁻¹ es, deficiente, entre 20 y 500 mg kg⁻¹, suficiente y mayor de 500 mg kg⁻¹, tóxico. El Mn en las aguas residuales y dependiendo de la concentración en que este presente, puede alcanzar una elevada reactividad en el suelo y ser retenido y adsorbido por procesos muy semejantes a los señalados en el caso del Fe (Adriano, 1986; Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Aunque, según Bohn et al. (1993) y Sposito (1994) elevadas concentraciones de Mn biodisponibles en el suelo, pueden afectar drásticamente la penetración de las raíces en el subsuelo, lo que implica un desarrollo hipertrofiado de la planta.

El Ni con una concentración de 0,320 mg l⁻¹ no supera el límite de evaluación propuesto, aunque sí, lo hace con el resto de las normas propuestas para su comparación.

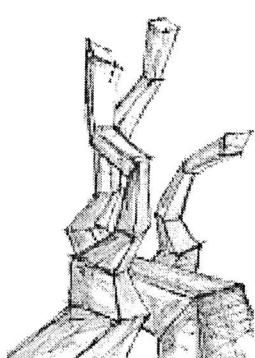
El Ni en el suelo presenta reactividad con los óxidos de Fe y Mn, lo que le facilita su movilización bajo la forma de óxidos de Fe y Mn. Generalmente, el rango de toxicidad en algunas especies vegetales oscila entre 10 y 100 mg Kg⁻¹ (Kabata-Pendias y Pendias, 1984). Bradford et al. (1975) determinaron que concentraciones que van desde 0,5 a 1,0 mg l⁻¹ pueden manifestar toxicidad en una diversidad de especies vegetales evaluadas.

El Zn con una concentración de 0,433 mg l⁻¹ no alcanza a superar el límite propuesto para su evaluación, al igual que con los límites propuestos para su comparación.

Viets y Lindsay (1973) señalan que una concentración biodisponible de Zn con 0,5 mg Kg⁻¹ en suelos y extraída con EDTA, es deficiente, de 0,5 a 1,0 mg kg⁻¹ intermedia y, mayor a 1,0 mg kg⁻¹, adecuada. Jones (1972) considera una concentración de Zn en hojas inferior a 20 mg kg⁻¹ como deficiente, entre 25 y 150 mg kg⁻¹ suficiente y mayor a 400 mg kg⁻¹ tóxica.

El contenido medio de Zn para los suelos del mundo va desde 17 a 125 mg Kg⁻¹ (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), aunque se hayan reportado contenidos superiores en suelos aluviales.

El Zn en los suelos está adsorbido y retenido principalmente por las fracciones minerales y orgánicas del suelo. Fitotoxicidades por Zn son frecuentes, aunque esta depende de la especie, genotipo y etapa de desarrollo del cultivo, así concentraciones de Zn entre 300 y 400 mg Kg⁻¹ han manifestado toxicidad en el cultivo de la avena (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).



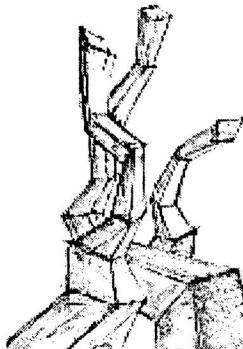
4. CONCLUSIONES

Las aguas residuales usadas para el riego del cultivo de la caña de azúcar evaluadas en el presente trabajo, presentan desde ligeros a severos problemas por salinidad y sodio tanto a los suelos como al cultivo en cuestión. La concentración de metales pesados presentes en dichas aguas durante el periodo de evaluación, reportó que los metales Cd, Fe y Cu están fuera de la norma de evaluación oficial.

Al comparar la concentración de metales pesados con el resto de las normas propuestas, se pudo detectar que todos los metales pesados evaluados excepto el Zn, incumplen al menos una de estas normativas. El objeto de esta comparación permitió percibir en qué nivel de sensibilización se pueden ubicar las normas venezolanas en el ámbito internacional, al servir de mecanismo que regule la emisión de contaminantes a los suelos a través del riego agrícola. De esta manera dichas normas guardan mucha semejanza con el resto de las empleadas en esta evaluación.

El uso sostenido de estas aguas tal como lo exponen Leach et al., (1980) y Schalscha et al., citados por Ingles et al., (1992) puede conducir potencialmente a la contaminación de los suelos, las aguas subterráneas, y el cultivo, por lo tanto a objeto de ampliar los diferentes escenarios en este agroecosistema, se deberá conducir en el corto tiempo una evaluación que permita integrar estos componentes físicos y biológicos, con el objeto de afinar las posibles causas y efectos en el uso de estas aguas.

El cultivo de la caña de azúcar demanda grandes cantidades de agua por riego y ante la escasez de recursos hídricos de mejor calidad en la zona, será necesario evaluar integralmente todos los recursos a objeto de poder decidir si, las aguas residuales procedentes de la ciudad de Guacara pueden seguirse empleando para riego con el más mínimo impacto sobre el medio ambiente. De ser preciso se deberán aplicar los correctivos que sean necesarios para minimizar los efectos que las sales y el ión sodio puedan generar tanto en superficie como en perfil hidrogeológico de los suelos.



5. BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag. New York.
- APHA-AWWA-WPCF, 1992. Standard methods for examination of water and wastewater. Amer. Pub. Health Assoc. Washington, D. C.
- Aubert, H. y Pinta, M.. 1977. Trace elements in soils. Elsevier. Amsterdam. 395 p.
- Ayers, R. y Wescot, D.. 1985. La calidad del agua en la agricultura. Estudios F.A.O. Riego y Drenaje. Nº 29. Roma, Italia. 174 p.
- Bohn, H., McNeal, B y O'Comor, G. 1993. Química del suelo. Limusa, S. A. de C. V. Grupo Noriega Editores, México.
- Bradford, G. R., Page, A. L., Lund, L. J. y Olmstead, W.. 1975. J. Environ. Quality, 4: 123-127.
- Bresler, E., Mcneal, B. y Carter, D., 1982. Saline and sodic soils. Sprngler Verlag Berlin Holdelberg. 236 p.
- Brian, E. D., 1980. Applied Soil Trace Elements. John Wiley & Sons. N.Y. 482 p.
- Cala, R. V., Rodríguez, J. y Guerra, A., 1985. Contaminación por metales pesados en los suelos de la Vega de Aranjuez. (I) Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr. An. Edafol. Agrobiol., Vol. 14, 11-12: 1595-1608.
- Cala, R. V., 1998. Terceras Jornadas sobre Suelos Contaminados. Ministerio del Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. 197 p.
- Crook, J. y R. K. Batian., 1992. Guidelines for water reuse. US EPA, Washington, D. C.
- Davies, B. E., 1977. heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining. Proc. Int. Semin. on Soil Enviroment and Fertility Management in Intensive Agriculture. Tokyo. 117 p.

- Davies, R. D., 1979. Uptake of Copper, nickel and zinc by crops growing in contaminated soils. *J. Sci. Food Agric.* 930-937.
- Eaton, F., 1950. Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Sci.* 69: 123-133
- Feigin, A., Vaisman, I. y Bieleroi, H., 1984. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents. II. Nutrient availability in soil. *J. Environ. Qual.*, 13:234-238.
- Heindrichs, H. y R., Mayer., 1977. Distribution and cycling of major and trace elements in two central european forest ecosystems. *J. Environ. Qual.*, 6: 402-412.
- Ingles, A., Gómez, M. y R. Nogales., 1992. Efecto del riego con aguas residuales urbanas y depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados en la planta. *Suelo y Planta.* 2: 4. 703-712
- Jones, J. B. Jr., 1972. Plant Tissue analysis for micronutrients. In *Micronutrients in Agriculture.* Eds. J. J. Mortvedt, P. M. Giordano and Lindsay, W. L. *Soil Sci. Soc. Am., Inc.*, Madison, WI.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H., 1984. Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc. Boca Ratón. Florida, USA.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H., 1992. Trace elements in soils and plants. Vol. 1 CRC Press. Inc. Boca Ratón. Florida, USA.
- Kardos, L. T. y Hook, J. E., 1976. Phosphorus balance in sewage effluent treated soils. *J. Environ. Qual.*
- Leach, L., Enfield, C. G. y Harlin, C. C., 1980. Summary of long-term rapid infiltration system studies. US-EPA. EPA-600/2-80-165, 187. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Méndez G. T., Rodríguez, D. y Palacios M. S., 2000. Impacto del riego con aguas contaminadas evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. *terra.* Vol. 18. 4 : 277-288.
- Méndez, F. J., 1998. Contribución al estudio sobre el uso de aguas residuales con fines de riego. Trabajo de ascenso Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Maracay. 128 p.
- Mortvedt, J. J., Giordano, P. M. y Lindsay, W. L., 1983. *Micronutrientes en la Agricultura.* AGT Editor, S. A. México.
- Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-032-ECOL/93. Diario Oficial de la Federación, 18 de Oct. 1993. México.
- NOM-CCA-032-ECOL/91. Diario Oficial de la Federación, 18 de Oct. 1993. México.
- Palazzo, A. J. y Jenkins, T. F., 1979. Land application of wastewater : effect on soil and plant potassium. *J. Environ. Qual.*, 8:309-312.
- Pratt, P. F., y Suárez, D. L., 1990. Irrigation water quality assessments. In *Agricultural Salinity Assessment and Management,* K. K. Tanji, Ed. ASCE. N. Y. 525 p
- República de Venezuela., 1995. *Gaceta Oficial.* Decreto 883. 5 p.
- Reuther, W. y Labanauskas, K. C. 1966., In *Diagnostic Criteria for Plants and Soils.* Ed. H. D. Chapman. Division of Agricultural Sciences, University of California, Riverside.
- Segura, M.L., Moreno, R., Martínez, S., Pérez, J. y Moreno, J., 2001. Effects of wastewater irrigation on melon growth under greenhouse conditions. *Acta Hort. (ISHS)* 559:345-352
- Sposito, G., 1994. Chemical equilibria and kinetics in soil. Oxford University Press, N.Y.
- Tyler, G., 1978. Leaching rates of heavy metals ions in forest soil. *Water Air Soil Pollut.*, 9:137-143
- Tyler, G., 1981. Leaching of metals from the A-horizont of a spruce forest soil., *Water Air Soil Pollut.* 15: 353-361
- US-EPA., 1974. Methods for chemical analysis of water and wastes. Lab. Nat. Env. Res. Cen. Cincinnati, Ohio, USA.
- Viets, F. G., y Lindsay, W. L., 1973. Testing soils for zinc, copper, manganese and iron. In *Soil Testing and Plant Analysis.* Eds. L M. Walsh and J. D. Beaton. *Soil Sci. Soc. Am. Inc.*, Madison, WI.
- Zöttl, H. W., Stahr, K., y Hädrich F., 1979. Umsatz von Spurenelementen in der Bärhalde und ihren Ökosystemen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, 29: 569-578

