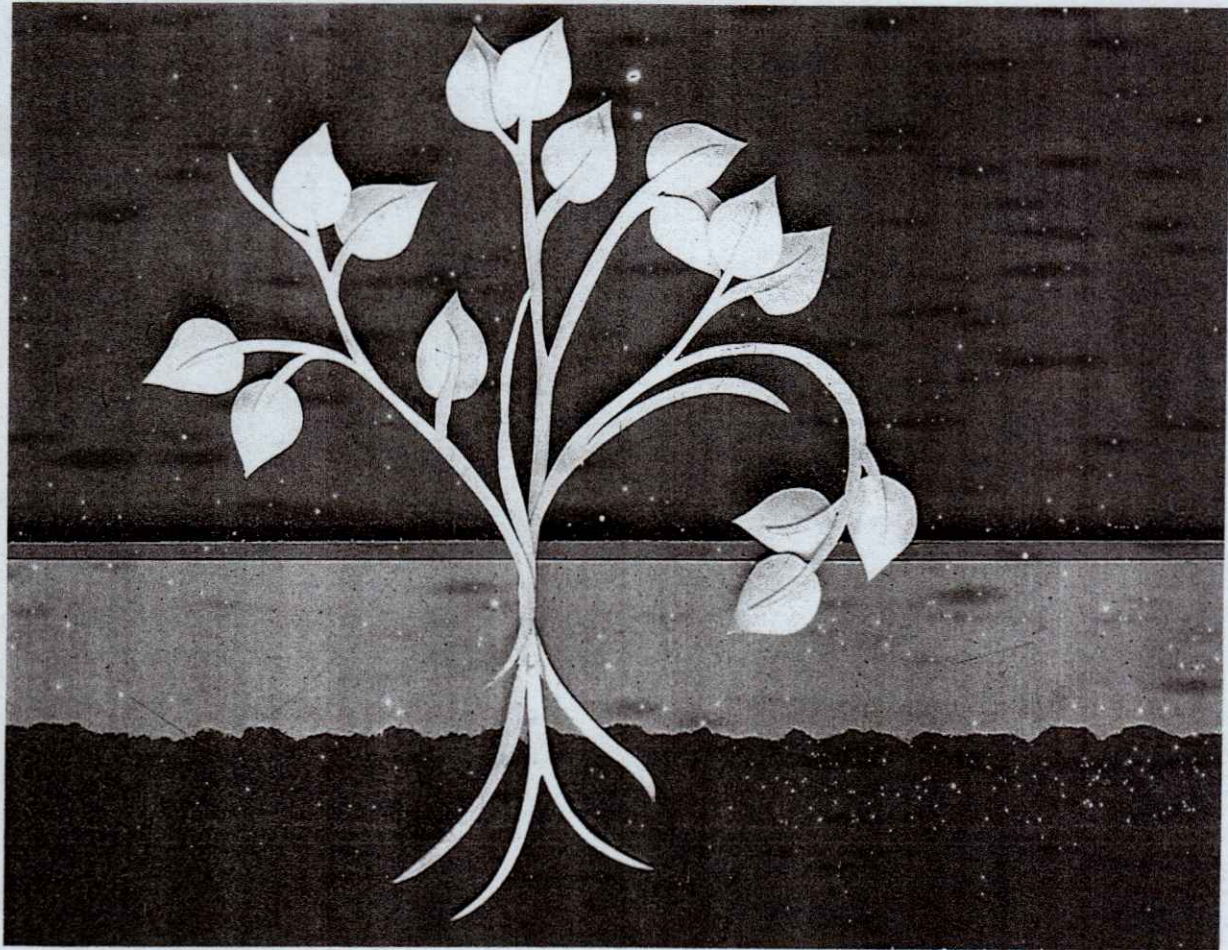


ISSN 0187 - 5779

TERRA

ABRIL - JUNIO DE 1997 • VOLUMEN 15 • NUMERO 2



Organo Científico
de la Sociedad Mexicana
de la Ciencia del Suelo A.C.

TERRA

SOCIEDAD MEXICANA DE LA CIENCIA DEL SUELO A.C.

MESA DIRECTIVA 1996-1997

Presidente

Vicepresidente

Secretario General

Tesorero

Secretario Técnico

Secretario de Relaciones Públicas

Secretario de Eventos Nacionales

e Internacionales

Vocal

Vocal

Vocal

Dr. Gabriel Alcántar González

Dr. Rodrigo Avelaño Salazar

Dr. Victor M. Ordaz Chaparro

M.C. Gerardo Cruz Flores

Dra. Edna Alvarez Sánchez

M.C. Joel Gutiérrez Lozano

M.C. Francisco Orozco Chávez

M.C. Jorge M. Rivera Díaz

M.C. Juan Manuel Alcalá Ruiz

Dr. Xavier X. Uvalle Bueno

EDITOR EN JEFE

EDITOR ADJUNTO

EDITORES TECNICOS

EDITOR DE ESTILO

Dr. Andrés Aguilar Santelises

Dr. Javier Z. Castellanos

Dr. Gabriel Alcántar González

Dr. Victor M. Ordaz Chaparro

Dr. Juan José Peña Cabriales

Dr. Xavier X. Uvalle Bueno

Dra. Edna Alvarez Sánchez

M.C. Jorge Alvarado López

DIVISIONES Y DISCIPLINAS

División I: Diagnóstico, Metodología y Evaluación del Recurso Suelo

- a) Génesis, Morfología y Clasificación de Suelos
- b) Física de Suelos
- c) Química de Suelos
- d) Contaminación

División II: Relación Suelo - Clima - Biota

- a) Nutrición Vegetal
- b) Relación Agua - Suelo - Planta - Atmósfera
- c) Biología del Suelo
- d) Tecnología y Uso de Fertilizantes
- e) Uso y Manejo del Agua

División III: Aprovechamiento del Recurso Suelo

- a) Conservación del Suelo
- b) Drenaje y Recuperación
- c) Fertilidad
- d) Productividad de Agrosistemas

División IV: Educación y Asistencia Técnica

- a) Educación
- b) Crédito y Asistencia Técnica

TERRA registra en trámite.

Órgano Científico de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Abril-Junio de 1997 Volumen 15 Número 2

ISSN 0187 - 5779

Los artículos publicados son responsabilidad absoluta de los autores. Se autoriza la reproducción parcial o total de esta revista, citándola como fuente de información. Las contribuciones a esta revista deben enviarse, en original y dos copias, redactadas conforme a las Normas para Publicación en la Revista **TERRA** a:
Editor de la Revista **TERRA**. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, Edo. de México. México.

Oficinas: Edificio del Departamento de Suelos
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, Edo. de México.

Teléfono: +(595) 4 60 24 Fax: +(595) 4 80 76

EQUIPO EDITORIAL ADMINISTRATIVO

Diseño de portada

Ina Aalmers de Aguilar
Sofía Blancas Cando
Ricarda Torres Estrada
María Elena Aguilar Sánchez
Gardenia Chávez Peña

EDITORES ASOCIADOS NACIONALES

Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Jesús Caballero Mellado
Dr. Lenom J. Cajuste
Dr. Ronald Ferrera Cerrato
Dr. Benjamín Figueroa Sandoval
M.C. Margarita E. Gutiérrez Ruiz
Dr. Reggie J. Laird
Dr. Angel Martínez Garza
Dr. Roberto Núñez Escobar
Dr. José Luis Oropeza Mota
M.C. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Alejandro Velázquez Martínez
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Oscar L. Palacios Olvera
Dr. Benjamín V. Peña Olvera
Dr. Antonio Turrent Fernández

EDITORES ASOCIADOS INTERNACIONALES

Dr. Eduardo Besoain M.	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria
Dr. Elmer Bornemisza	Costa Rica
Dr. Luis Alfredo de León	Colombia
Dr. Hari Eswaran	E.U.A.
Dr. Anthony Fischer	Australia
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	España
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. José M. Hernández Moreno	España
Dr. Eric S. Jensen	Dinamarca
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. John T. Moraghan	E.U.A.
Dr. Héctor J. M. Murrás	Argentina
Dr. Christian Prat	Francia
Dr. Parker F. Pratt	E.U.A.
Dr. Paul Quantin	Francia
Dr. José Rodríguez	Chile
Dr. Carlos Roquero	España
Dr. Karl Stahr	Alemania
Dr. Bernardo Van Raij	Brasil
Dr. Rafael Villegas	Cuba
Dr. Eduardo Zaffaroni	Brasil

TERRA

ABRIL - JUNIO DE 1997 • VOLUMEN 15 • NUMERO 2

DIVISION I

- 143 SIMPOSIO**
Química de suelos y el ambiente. Introducción.
M. E. Gutiérrez R., I. Sommer C., E. Carmona J. y L. Flores D.
(editores)
- 147** Recuperación de residuos mineros mediante abono líquido de ganado: Establecimiento de propiedades bioquímicas.
A. Saá, C. García, F. Gil-Sotres, C. Trasar-Cepeda, C. Leirós y B. Ceccanti
- 157** Herbicidas de imidazolinona: Una revisión de su biodisponibilidad en suelos.
G. Tuxhorn, J. Deane y D. Shaner
- 165** Transporte de radiocesio y plutonio provenientes de vertimientos, en suelos forestales.
K. Bunzl y W. Schimmack
- 171** Modelización del transporte de fluoruros en suelos mediante el uso de modelos de enlaces iónicos para óxidos.
J. C. L. Meeussen, W. H. van Riemsdijk, P. G. M. de Wilde y Th. G. Aalbers
- 179** Análisis y comportamiento del cromo en suelos.
S. Cram, R. W. Fischer y M. Gutiérrez Ruiz
-
- 183** Distribución de la acumulación de carbonato de calcio en la llanura costera de Colima.
Octavio Pérez-Zamora
- 193** Evaluación de la humedad aprovechable del suelo basado en propiedades físicas del suelo.
Octavio Pérez-Zamora
- 201** Imágenes de satélite para identificar la salinidad del suelo en los distritos de riego.
Leonardo Pulido M., Craig L. Wiegand, Carlos Rodríguez Zavaleta y Steve Neck

DIVISION II

- 211 Fertilización foliar en naranjo 'Valencia Late' en Alamo y Martínez de la Torre, Veracruz.
Almaguer V. G., R. Maldonado T., F. Herrera M., C. Tirado B. y M. Contreras A.
- 219 Recuperación del fertilizante fosfatado por el cultivo de papa.
E. Alvarez-Sánchez, J. D. Etchevers B., A. Martínez G., Roberto Núñez E., V. Volke H., J. Ortiz C. y L. Tijerina Ch.
- 229 Efecto de la fertilización nitrogenada sobre la producción de forraje y fijación de N_2 en mezclas de trébol alejandrino con ballico anual.
H. M. Quiroga Garza y J. A. Cueto Wong
- 237 Efecto a largo plazo del uso de labranza en la distribución de la masa microbiana y nutrientes en el perfil del suelo.
J. R. Salinas-García, F. M. Hons y J. E. Matocha

NOTA DE INVESTIGACION

- 247 Algunas causas históricas de la erosión en Tlaxcala.
César del C. Luna Morales

TERRA

MEXICAN SOCIETY OF SOIL SCIENCE

President
Vicepresident
Secretary
Treasurer
Technical Adviser
Public Relations
National and International Event
Secretary
Voter
Voter
Voter

Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Rodrigo Aveldaño Salazar
Dr. Víctor M. Ordaz Chaparro
M.C. Gerardo Cruz Flores
Dra. Edna Álvarez Sánchez
M.C. Joel Gutiérrez Lozano

M.C. Francisco Orozco Chávez
M.C. Jorge M. Rivera Díaz
M.C. Juan Manuel Alcalá Ruiz
Dr. Xavier X. Uvalle Bueno

DIVISIONS AND DISCIPLINES

Division I: Diagnosis, Methodology and Evaluation of the Soil Resource

- Soil Genesis, Morphology and Classification
- Soil Physics
- Soil Chemistry
- Pollution

Division II: Soil - Climate - Biota Relationship

- Plant Nutrition
- Water - Soil - Plant - Atmosphere Relationship
- Soil Biology
- Technology and Fertilizer Use
- Water Management and Use

Division III: Use of the Soil Resource

- Soil Conservation
- Drainage and restoration
- Soil Fertility
- Agrosystem Productivity

Division IV: Education and Technical Assistance

- Education
- Credit and Technical Advise

TERRA Registration pending
Scientific publication of the Mexican Society of Soil Science
April - June, 1997 Volume 15 Num. 2

ISSN 0187 - 5779

The authors take full responsibility for the articles published. Partial or total reproduction of the content of this journal is authorized, as long as this publication is cited as the information source. When submitting articles to this journal, an original and two copies must be sent to:
Editor de la Revista TERRA, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.
Apartado Postal 45, 56230 Chapingo, Edo. de México, México.

Office address: Edificio del Departamento de Suelos
Universidad Autónoma Chapingo
56230 Chapingo, Edo. de México.

Telephone: +(595) 4 60 24 **Fax:** +(595) 4 80 76

EDITOR-IN-CHIEF
ASSOCIATE EDITOR
TECHNICAL EDITORS

Dr. Andrés Aguilar Santelises
Dr. Javier Z. Castellanos
Dr. Gabriel Alcántar González
Dr. Víctor M. Ordaz Chaparro
Dr. Juan José Peña Cabriales
Dr. Xavier X. Uvalle Bueno
Dra. Edna Álvarez Sánchez
M.C. Jorge Alvarado López

STYLE EDITOR

EDITORIAL STAFF

Ina Aalmers de Aguilar
Sofía Blancas Cando
Ricarda Torres Estrada
María Elena Aguilar Sánchez
Gardenia Chávez Peña

Cover design

NATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. Manuel Anaya Garduño
Dr. Jesús Caballero Mellado
Dr. Lenom J. Cajuste
Dr. Ronald Ferrera Cerrato
Dr. Benjamín Figueroa Sandoval
M.C. Margarita E. Gutiérrez Ruiz
Dr. Reggie J. Laird
Dr. Angel Martínez Garza
Dr. Roberto Núñez Escobar
Dr. José Luis Oropeza Mota
M.C. Carlos Ortiz Solorio
Dr. Alejandro Velázquez Martínez
Dr. Enrique Palacios Vélez
Dr. Oskar L. Palacios Vélez
Dr. Benjamín V. Peña Olvera
Dr. Antonio Turrent Fernández

INTERNATIONAL ASSOCIATE EDITORS

Dr. Eduardo Besoain M.	Chile
Dr. Winfried E. H. Blum	Austria
Dr. Elmer Bornemisza	Costa Rica
Dr. Luis Alfredo de León	Colombia
Dr. Hari Eswaran	U.S.A
Dr. Anthony Fischer	Australia
Dr. Juan F. Gallardo Lancho	Spain
Dr. Renato Grez Z.	Chile
Dr. Alberto Hernández	Cuba
Dr. José M. Hernández Moreno	Spain
Dr. Eric S. Jensen	Denmark
Dr. Walter Luzio Leighton	Chile
Dr. John T. Moraghan	U.S.A
Dr. Héctor J. M. Morrás	Argentina
Dr. Christian Prat	France
Dr. Parker F. Pratt	U.S.A.
Dr. Paul Quantin	France
Dr. José Rodríguez	Chile
Dr. Carlos Roquero	Spain
Dr. Karl Stahr	Germany
Dr. Bernardo Van Raij	Brazil
Dr. Rafael Villegas	Cuba
Dr. Eduardo Zaffaroni	Brazil

TERRA

APRIL - JUNE, 1997 • VOLUME 15 • NUMBER 2

DIVISION I

- 145 **SYMPOSIUM**
Soil chemistry and environment. Introduction.
M. E. Gutiérrez R., I. Sommer C., E. Carmona J. and L. Flores D.
(editors)
- 147 Recovery of mine spoils with cattle slurry: Establishment of biochemical properties.
A. Saá, C. García, F. Gil-Sotres, C. Trasar-Cepeda, C. Leirós and B. Ceccanti
- 157 Imidazolinone herbicides: An overview of bioavailability in soil.
G. Tuxhorn, J. Deane and D. Shaner
- 165 Transport of fallout radiocesium and plutonium in forest soils.
K. Bunzl and W. Schimmack
- 171 Modeling fluoride transport in soils using ion binding models for oxides.
J. C. L. Meeussen, W. H. van Riemsdijk, P. G. M. de Wilde and Th. G. Aalbers
- 179 Analysis and behavior of chromium in soils.
S. Cram, R. W. Fischer and M. Gutiérrez Ruiz
-
- 183 Calcium carbonate distribution in the coastal plains of Colima.
Octavio Pérez-Zamora
- 193 Evaluation of soil water retention based on soil characteristics.
Octavio Pérez-Zamora
- 201 Satellite images to identify soil salinity of irrigation districts.
Leonardo Pulido M., Craig L. Wiegand,
†Carlos Rodríguez Zavaleta and Steve Neck

DIVISION II

- 211 Foliar fertilization on 'Valencia Late' orange at Alamo and Martínez de la Torre, Veracruz.
Almaguer V. G., R. Maldonado T., F. Herrera M., C. Tirado B. and M. Contreras A.
- 219 Phosphate fertilizer recovery by potato crop.
E. Alvarez-Sánchez, J. D. Etchevers B., A. Martínez G., Roberto Núñez E., V. Volke H., J. Ortiz C. and L. Tijerina Ch.
- 229 N fertilization effect on forage yield and N₂ fixation in mixtures of berseem clover with annual ryegrass.
H. M. Quiroga Garza and J. A. Cueto Wong
- 237 Microbial biomass and nutrient distribution in soil as affected by long-term tillage.
J. R. Salinas-García, F. M. Hons and J. E. Matocha

SCIENTIFIC NOTE

- 247 Some historic causes of erosion in Tlaxcala.
César del C. Luna Morales

SIMPOSIO QUIMICA DE SUELOS Y EL AMBIENTE

M.E. Gutiérrez R., I. Sommer C., E. Carmona J. y L. Flores D. (editores)

INTRODUCCION

La contaminación de los suelos es una preocupación constante en nuestro tiempo. Tradicionalmente se ha concebido al suelo como un sistema capaz de amortiguar toda influencia externa y, en mayor o menor tiempo, restablecer un equilibrio que le es propio sin menoscabo de sus funciones y propiedades. Sin embargo, el constante y creciente uso y abuso de esta capacidad amortiguadora ha llegado a manifestaciones fuera de lo esperado, traduciéndose en problemas ambientales de diversas magnitudes. Esta situación ha motivado la investigación tendiente a establecer los parámetros que gobiernan la disponibilidad, el transporte, la adsorción y la descomposición o inactivación de los contaminantes en el suelo. Es claro que el resultado de estos estudios redundará en el establecimiento de criterios que permitan reducir los efectos nocivos y en el desarrollo de evaluaciones más objetivas tanto de riesgo como de impactos ambientales.

Las contribuciones que se reproducen en este volumen de la revista Terra fueron presentados en el simposio denominado Química de Suelos y el Ambiente en el marco del XV Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo y constituyen un ejemplo de los diferentes enfoques y metodologías que se están abordando para establecer la dinámica de diversos contaminantes en relación al suelo.

Los temas específicos involucran:

- La propuesta de técnicas tendientes a la rehabilitación de suelos severamente dañados por actividades extractivas.

Al incubar, bajo condiciones de laboratorio, los residuos de una mina de lignito con dos dosis de abono líquido de ganado, se pudo comprobar que se formaban extensas poblaciones microbianas activas y un contenido enzimático de gran actividad. Estas condiciones aceleran la formación de sustancias húmicas ligadas a la fracción mineral y, por tanto, se visualiza el abono como una opción viable para la recuperación de estos suelos.

- La revisión de conceptos fundamentales, tal como el de biodisponibilidad y su dependencia de factores edáficos, relativos a un tipo de agroquímico específico de aplicación continua.

La biodisponibilidad de los herbicidas afecta la respuesta de la planta y el grado de su persistencia en suelos. Los factores que incrementan la adsorción del herbicida al suelo son: pH bajos, altos contenidos de materia orgánica, altos contenidos de arcilla, bajos contenidos de agua y tiempos prolongados para que se establezca el equilibrio. Los factores que afectan la degradación del herbicida son su biodisponibilidad y la actividad microbiana. Los factores que afectan la respuesta de la planta ante estos herbicidas, son su biodisponibilidad, la aireación y la sensibilidad propia de la especie vegetal.

- El transporte de elementos radiactivos en suelos.

En este trabajo se evaluó la velocidad de migración de ciertos elementos radiactivos tales como el plutonio y el cesio a través del perfil de suelos forestales. Se identificó una velocidad relativamente rápida (0.5 cm año^{-1}) en los horizontes orgánicos, misma que se reduce a un mínimo al inicio de los horizontes minerales para después volver a aumentar a mayor profundidad. Se estableció que la fijación del radiocesio por las partículas arcillosas del suelo es un proceso lento.

- El modelaje como herramienta para establecer el transporte de contaminantes considerando al suelo como un sistema multifactorial.

El transporte de iones reactivos a través del suelo es un proceso multifactorial, de manera que la adsorción y, por tanto, el transporte de una sustancia influye sobre el transporte de otras. Los experimentos se condujeron en columnas de suelo a las que se agregaron lixiviados ricos en fluoruro. Los parámetros que se consideraron críticos fueron el pH, los contenidos de sales y la concentración de fluoruro. Se asumió que la adsorción se lleva a cabo fundamentalmente sobre oxohidróxidos de Fe y Al. Se compararon los valores obtenidos experimentalmente con aquellos derivados del modelo y se concluyó que existe una

correspondencia muy aceptable entre los valores de pH y fluoruro calculados con respecto a los experimentales. El entendimiento de estos procesos permitirá desarrollar mejores criterios para las evaluaciones de riesgo ambiental.

- La propuesta de técnicas analíticas poco exploradas en el estudio de suelos, para la identificación y cuantificación de especies químicas de ciertos elementos contaminantes.

Se probó la polarografía diferencial de impulsos como una técnica para diferenciar Cr III de Cr VI en suelos, y se probó su aplicabilidad conduciendo estudios de laboratorio para establecer qué condiciones (pH y contenidos de materia orgánica) son más adecuados para que se lleve a cabo la reducción de Cr VI (tóxico) a Cr III en suelos; resultando que a pH ácidos y altas cantidades de materia orgánica, la reducción es más eficiente.

SYMPOSIUM SOIL CHEMISTRY AND ENVIRONMENT

M.E. Gutiérrez R., I. Sommer C., E. Carmona J. and L. Flores D. (editors)

INTRODUCTION

Nowadays soil contamination is a constant concern. Traditionally, the soil has been conceived as a system capable of buffering every external influence and, after a long or short period, reestablishing its particular equilibrium without diminishing its functions and properties. Nevertheless, the constant and increased use and/or abuse of this buffer capacity has come to unexpected manifestations expressed as environmental problems of diverse magnitudes. This situation has motivated the research directed to establish the parameters that rule the availability, transport, adsorption and decomposition or inactivation of diverse soil pollutants. It is clear that the result of these studies will render the establishment of criteria that allow the reduction of detrimental effects and more objective assessments of the environmental risk and impacts.

The contributions reprinted in this Terra volume were presented in the symposium called Soil Chemistry and Environment in the XV World Congress of Soil Science and constitute an example of the different approaches and methodologies adopted to establish the dynamics of different pollutants in the soil.

The specific subjects included are:

- Technical proposals to the recovery of severely damaged soils by extractive activities.

When incubating lignite mining residues under laboratory conditions with two doses of cattle slurry, extensive active microbial populations developed and a high activity enzymatic content was also noticed. These conditions accelerate the formation of mineral-fraction-bound humic substances, therefore, cattle slurry is considered an option for the recovery of this kind of soils.

- The review of fundamental concepts, as bioavailability and its dependency of edaphic factors concerning a specific type of agrochemical of constant application.

Herbicide bioavailability affects the plant response and its persistence in soil. Factors that increase adsorption of the herbicide to soil are: low pH, high organic

matter content, high clay content, low levels of available water and long periods of time for an equilibrium to be established. Factors that affect herbicide's degradation are its bioavailability and microorganic activity. Factors that affect the plant's response are: the herbicide's bioavailability, soil moisture, air temperature and plant species sensibility.

- The transport of radioactive elements in soils.

In this work, the migration rate of some radioactive elements such as plutonium and cesium was evaluated through a forest soil profile. A relatively high speed was identified (0.5 cm yr^{-1}) in the organic horizons, it slows down to a minimum at the top of mineral horizons and then increases again at higher depth. It was established that the radiocesium fixation by clay particles of the soil is a quite slow process.

- Modeling as a tool to establish pollutants' transport considering soil as a multicomponent system.

Reactive ions transport through soil is a multicomponent process. Transport of adsorbed substances could be induced by other transporting substances. The experiments were carried out on soil columns to which leachates rich in fluoride were added. The parameters assumed as critic were pH, salt content and fluoride concentration. It was established that adsorption develops mainly on (hydr)oxides of Fe and Al. The experimentally obtained values were compared with those derived from the model and it was concluded that a fair correspondence exists between calculated and experimental pH and fluoride values. The understanding of these processes will allow the development of better criteria for risk assessment.

- The proposal of analytical techniques scantily explored in soil research to identify and quantify chemical species of certain pollutant element.

Differential pulse polarography was proved as a technique to differentiate Cr III of Cr VI in soils and its applicability was conducted by laboratory studies to establish which conditions (pH and organic matter content) are more adequate to reduce Cr VI (toxic) to Cr III in soils. At acid pH and high organic matter content, reduction was more efficient.

RECOVERY OF MINE SPOILS WITH CATTLE SLURRY: ESTABLISHMENT OF BIOCHEMICAL PROPERTIES

Recuperación de Residuos Mineros Mediante Abono Líquido de Ganado: Establecimiento de Propiedades Bioquímicas

A. Saá¹, C. García², F. Gil-Sotres³, C. Trasar-Cepeda¹, C. Leirós³ and B. Ceccanti⁴

SUMMARY

Mixtures of lignite mine spoil and two different doses of cattle slurry were incubated under laboratory conditions to evaluate the extent to which addition of cattle slurry affects two processes which are essential for soil formation: the development of biochemical properties and the formation of a clay-humic complex. Throughout incubation the amended spoil supported large active microbial populations and high enzyme activities, which led to rapid transformation of the organic matter contained in the slurry and to accelerated formation of mineral-fraction-bound humic substances. Fertilization with cattle slurry thus seems to be an attractive option for the rapid recovery of lignite mine spoils.

Index words: Soil biochemical properties, humic substances.

RESUMEN

Se incubaron, bajo condiciones de laboratorio, mezclas de residuos mineros de lignito y dos dosis diferentes de abono líquido de ganado, se aplicaron al suelo y se evaluó el grado de afectación que el abono tiene sobre dos de los procesos esenciales para la formación de suelos: el desarrollo de propiedades bioquímicas y la formación de un complejo arcillo-húmico. A lo largo de la incubación, los residuos bajo tratamiento sufrieron el efecto de grandes poblaciones activas de microorganismos y altas actividades enzimáticas, que condujeron a una rápida transformación de la materia orgánica contenida en el abono líquido y a la rápida formación de sustancias húmicas ligadas a

la fracción mineral. La fertilización con abono líquido de ganado, parece ser una opción atractiva para la rápida recuperación de los residuos mineros de lignito.

Palabras clave: Propiedades bioquímicas del suelo, sustancias húmicas.

INTRODUCTION

The reclamation of opencast coal mines - i.e. the transformation of the enormous quantities of spoil they generate into productive soils - is a legal and social obligation (Grandt, 1985). To be successful, reclamation must be based on a sound knowledge of the properties of the soil and on the availability of an appropriate arsenal of management techniques.

The properties of spoil which characteristically hinder its regeneration are a) acidity produced by the oxidation of pyrites, b) toxicity due to high levels of heavy metals, c) a lack of structure, and consequently high erodibility, and d) a lack of biological and biochemical properties needed for nutrient cycling. Any management technique applied for recovery purposes should alleviate these deficiencies as rapidly as possible.

At the Meirama opencast lignite mine in La Coruña (Galicia, NW Spain), the recovery of the spoil benches began in 1983. The original topsoil is not retained thus making reclamation more difficult. Up to now, the management techniques employed have included addition of lime and liquid NPK fertilizers, and hydroseeding with a mixture of legumes and grasses. These techniques, favored both by the relatively low acidity of the spoil and the climatic conditions of Galicia, have led to the development of a surface A horizon which is rich in humified organic matter, attaining an average organic carbon content of 3 % within seven years (Leirós *et al.*, 1993). As a consequence, the chemical and physical properties of the surface horizon have become more favorable than those of the spoil: increased total porosity and

1) CSIC, Apartado 122, Santiago, Spain.

2) CSIC, Apartado 4195, Murcia, Spain.

3) Facultad Farmacia, 15706 Santiago, Spain.

4) CNR, Pisa, Italy.

aggregate stability, decreased bulk density, increased cation exchange capacity, etc. (Varela *et al.*, 1993). Moreover, an active microbial population has become established as evidenced by increases in the activities of various hydrolytic enzymes and in ATP levels (Gil-Sotres *et al.*, 1992a). The presence of this organic-rich horizon also favors the development of various properties - buffer capacity, capacity to adsorb anions and cations, capacity to degrade organic materials - which are capable of neutralizing the environmental pollution that the spoil itself could generate (Gil-Sotres *et al.*, 1992b). Thus, the behavior of these mine soils has become more similar to that of native soils. It therefore seems clear that successful recovery of productive soils from mine spoils requires rapid formation of an organic-rich surface horizon.

The environmental problems caused by the spoils might be lessened if the formation of the organic-rich surface horizon could be accelerated. One way to do this is to amend the spoil with organic materials at the outset. Waste organic materials (particularly urban refuse and agricultural waste) are an attractive option, both because of their low cost and because the disposal of these wastes constitutes a problem in itself. Livestock farming is a major sector of the Galician economy: the annual production of livestock-related wastes is 21×10^6 tons, of which more than 90 % is cattle slurry (Leirós *et al.*, 1983). Cattle slurry is rich in organic matter, nitrogen (both organic and inorganic) and potassium, and has very low heavy metal content (Leirós *et al.*, 1983). In view of these properties, we are investigating the use of cattle slurry in place of the inorganic fertilizers habitually used for recovery of mine spoils. Previous field experiments have shown that fertilization with cattle slurry favors the permanent establishment of grasses. Moreover, laboratory experiments have shown that, in mixtures of spoil and cattle slurry, an adsorbing system develops which is capable of retaining the nutrients added with the cattle slurry, thus eliminating the risk of nutrient losses by leaching (Blanco *et al.*, 1992). In the present work an incubation experiment was used to evaluate the extent to which addition of cattle slurry affects two processes which are essential for soil formation: the development of biochemical properties and the formation of a clay-humus complex.

MATERIAL AND METHODS

Spoil Material

The spoil is a mixture of the weathered granite and schists which, alongside the lignite, constitute the substrate of the Meirama mine, in addition to poorly crystallized kaolinitic clays and, in minor amounts, smectite clays and lignite remains. This material has a gravel content of 33 %, while the <2 mm fraction has a sandy texture. The spoil is slightly acid, with 0.23 % organic C; nitrogen content and enzymatic activities are practically zero (Table 1). Previous studies have shown that the organic matter of the spoil is highly condensed, so that it is unlikely to participate in soil-forming reactions (Gil-Sotres *et al.*, 1992c).

Cattle Slurry

The cattle slurry used in this experiment has a 9 % dry matter content and a slightly alkaline pH (Table 1). Total C, total N and major nutrient contents fall within the normal range for this type of wastes (Leirós *et al.*, 1983).

Experimental Design

Mixtures of spoil (sieved <4 mm) and cattle slurry (175 mL kg⁻¹ of spoil, mixture P; 350 mL kg⁻¹ spoil, mixture G), to which water was added until 80 % of the field capacity of the spoil was reached, were incubated at 28 °C for five months. Every second day moisture content was restored to 80 % field capacity. Duplicate samples of both treatments were taken 0, 2 and 5 months after the start of the experiment for determination in duplicate of total C, total N, enzyme activities, sugar and phenol contents in aqueous extract, humic substances sequential fractionation as per Bettany *et al.* (1980), and organo-mineral complexes sequential fractionation as per Bruckert and Metche (1972).

General Analyses

pH, total C, total N, particle size distribution and cation exchange capacity of the spoil and of the mixtures were determined as per Guitián and

Table 1. Main properties of spoil and cattle slurry.

Spoil		Cattle slurry	
pH	5.41	density (g L ⁻¹)	1.012
% total C	0.23	% dry matter	9.01
% total N	0.01	% total C	44.20
% Sand	66	% total N	3.04
% Silt	27	pH	7.20
% Clay	7	% P ₂ O ₅	1.14
CEC (cmol kg ⁻¹)	1.30	% CaO	8.46
Enzymatic activities:		% MgO	1.61
phosphatase	0.07†	% K ₂ O	3.95
β-glucosidase	0.03†		
dehydrogenase	0.28§		
urease	0.07#		
BAA protease	0.06#		
casein-protease	0.25††		

† μmol p-nitrophenol g⁻¹ soil h⁻¹; § μg INTF g⁻¹ soil h⁻¹; # μmol NH₄⁺ g⁻¹ soil h⁻¹; †† μmol tyrosine g⁻¹ h⁻¹.

Carballas (1976). The cattle slurry was analyzed as per Leirós *et al.* (1983).

Aqueous Extract

An aqueous extract of each mixture was obtained as follows: 5 g of mixture were mixed with 25 mL of distilled water, shaken for 1 h at 50 °C and then centrifuged (10 000 *x g* for 5 min). The sugar content of the supernatant was determined by Brink *et al.*'s (1960) modification of the anthrone method, and phenols were determined, after oxidation, by Kuwatsuka and Shindo's (1973) modification of the Folin colorimetric method.

Determination of Enzyme Activities

Dehydrogenase activity was determined with 2 (*p*-iodophenyl)-3-(*p*-nitrophenyl)-5-phenyl tetrazolium chloride (INT) as substrate, measuring the iodonitrotetrazolium formazan (INTF) formed by a colorimetric method. The reaction mixture was incubated in the dark at 20 °C for 20 h (García *et al.*, 1993).

Urease activity was determined with urea as substrate, measuring the NH₄⁺ released with an ammonium electrode. The incubation was carried out at 37 °C for 1.5 h. Phosphate buffer was used to maintain the system at a constant pH of 7.5 (Nannipieri *et al.*, 1980).

BAA-protease activity was determined with α-benzoyl-N-argininamide as substrate. The release

of ammonium was measured as for urease activity. The reaction mixture was incubated at 40 °C for 1.5 h. The system was buffered with phosphate buffer, pH 7.1 (Nannipieri *et al.*, 1980).

Casein-protease activity was determined with casein as substrate, measuring the amino acids formed by the Folin colorimetric method. The mixture was incubated at 51 °C for 2 h with Tris-HCl buffer, pH 8.1 (Nannipieri *et al.*, 1980).

Phosphatase activity was determined by measuring the release of *p*-nitrophenol after hydrolysis of *p*-nitrophenyl phosphate. The incubation was carried out at 37 °C for 1.5 h with maleate buffer, pH 6.5 (Nannipieri *et al.*, 1980).

β-glucosidase activity was determined in the same way as phosphatase activity, the only difference being that the substrate was *p*-nitrophenyl glucoside.

Fractionation of Humic Substances according to Bettany *et al.* (1980)

Subsamples of the spoil and cattle slurry mixtures were successively extracted with CaSO₄, NaOH-sodium pyrophosphate and water after ultrasonic dispersion, to obtain the CaSO₄, H_{ap} (chemically-stabilized humus) and H_c (clay-humus complexes) fractions, respectively (Bettany *et al.*, 1980). In all fractions and in the residue of the extraction (humin), C content was determined by acid digestion with potassium dichromate (Gutián and Carballas, 1976).

Analysis of Organo-Mineral Complexes according to Bruckert and Metche (1972)

Sub-samples of spoil and cattle slurry mixtures were successively extracted with various reagents (Bruckert and Metche, 1972), to obtain the mobile complex fraction (sodium tetraborate), immobile complex fraction (sodium pyrophosphate) and humus-allophane complex fraction (NaOH). The C content of these extracts and of the residue of the extraction was determined as above.

RESULTS

Total C and N

Addition of cattle slurry led to immediate increases in total C and total N, this increase being directly

proportional to the amount of cattle slurry added (Table 2). Total N remained practically constant throughout the experiment (mean 0.35 and 0.64 g N kg⁻¹ mixture in mixtures P and G, respectively), indicating that there was no loss due to volatilization. On the other hand, total C declined, indicating mineralization processes. This decline continued throughout the experiment in mixture G, but practically stopped after two months in mixture P (Table 2). In both mixtures, an average of 46 % of the C introduced with the slurry had been mineralized by the end of the experiment; this value is very similar to that reported by Carballas *et al.* (1983) for mineralization of Galician cattle slurries in a humic Cambisol and by Stott and Martin (1990) for decomposition of cow manure in a mollic Haploxeralf.

Enzyme activities

Addition of cattle slurry led to immediate and large increases in the activity of all the enzymes studied, especially dehydrogenase, urease and casein-protease (Table 1, Figure 1). Moreover, except in the cases of β -glucosidase and BAA-protease, these increases were dose-dependent (Figure 1).

Dehydrogenase exists only inside viable cells; dehydrogenase activity has thus been used as a index of total microbiological activity in soils (Lenhard, 1956; Nannipieri *et al.*, 1980; Peterson, 1967; Trevors, 1984). In this study, the presence of a large active microbial population in the slurry gave rise to a very high initial dehydrogenase activity, especially in mixture G. During incubation, and probably as a result of the exhaustion of degradable substrates, dehydrogenase activity declined rapidly in mixture G but remained more or less constant throughout the experiment in mixture P, so that by the end of the experiment dehydrogenase activity was similar in both mixtures. Nevertheless, dehydrogenase activity was in both cases high with respect to soil; together with the decline in total C, this is evidence for the persistence of active microbial populations.

Urease activity declined rapidly during the first two months of incubation, particularly in mixture G. Activity remained fairly stable over the subsequent three months and was very similar in both mixtures by the end of the experiment. This suggests that urea, a major component of the liquid fraction of cattle slurry (Díaz-Fierros *et al.*, 1987), was rapidly depleted.

Table 2. Changes over incubation time in the total C and N contents.

Mixture	0 months		2 months		5 months	
	C	N	C	N	C	N
P	9.31	0.45	5.87	0.47	5.59	0.38
G	14.98	0.75	10.03	0.68	6.54	0.74

Furthermore, there were no signs of induction of urease, suggesting that the observed activity was predominantly due to enzyme introduced with the slurry.

β -glucosidase catalyses the hydrolysis of the non-reducing terminal ends of β -glucosides, with release of glucose (Tabatabai, 1982). The activity of this enzyme was initially very similar in both mixtures, but was clearly higher in mixture G than in mixture P after two and five months. In all cases, however, β -glucosidase activity was very low with respect to the other enzymes studied.

The activities of the other three hydrolytic enzymes studied (casein-protease, BAA-protease and phosphatase) followed a similar time-course during the experiment. Two months after the start of the incubation, and especially in mixture G, activity was considerably higher than at the outset. Thereafter, activity declined strongly in mixture G and remained constant or increased slightly in mixture P. By the end of the experiment the level of activity in mixture G approached that of mixture P (Figure 1).

The initially very low values of phosphatase activity may be related to the high available inorganic P (Pi) content of cattle slurry (Leirós *et al.*, 1983), which may inhibit this enzyme (Juma and Tabatabai, 1977; Speir and Ross, 1978). Subsequently, as a result of depletion of available P by soil microorganisms and/or adsorption of Pi, the microbial population may begin to synthesize phosphatase to obtain P from less readily available organic sources (Nakas *et al.*, 1987). The activity of this enzyme (Figure 1) was, however, consistently low with respect to native soils (Gil-Sotres *et al.*, 1992a).

Casein-protease and BAA-protease are involved in the hydrolysis of proteins: the former acts on polypeptides and the latter on dipeptides (Ladd and Buttler, 1972). Despite the large amount of casein-protease introduced with the slurry, this enzyme was synthesized during the first two months of the experiment, probably as a consequence of the large quantities of proteic materials present in the slurry.

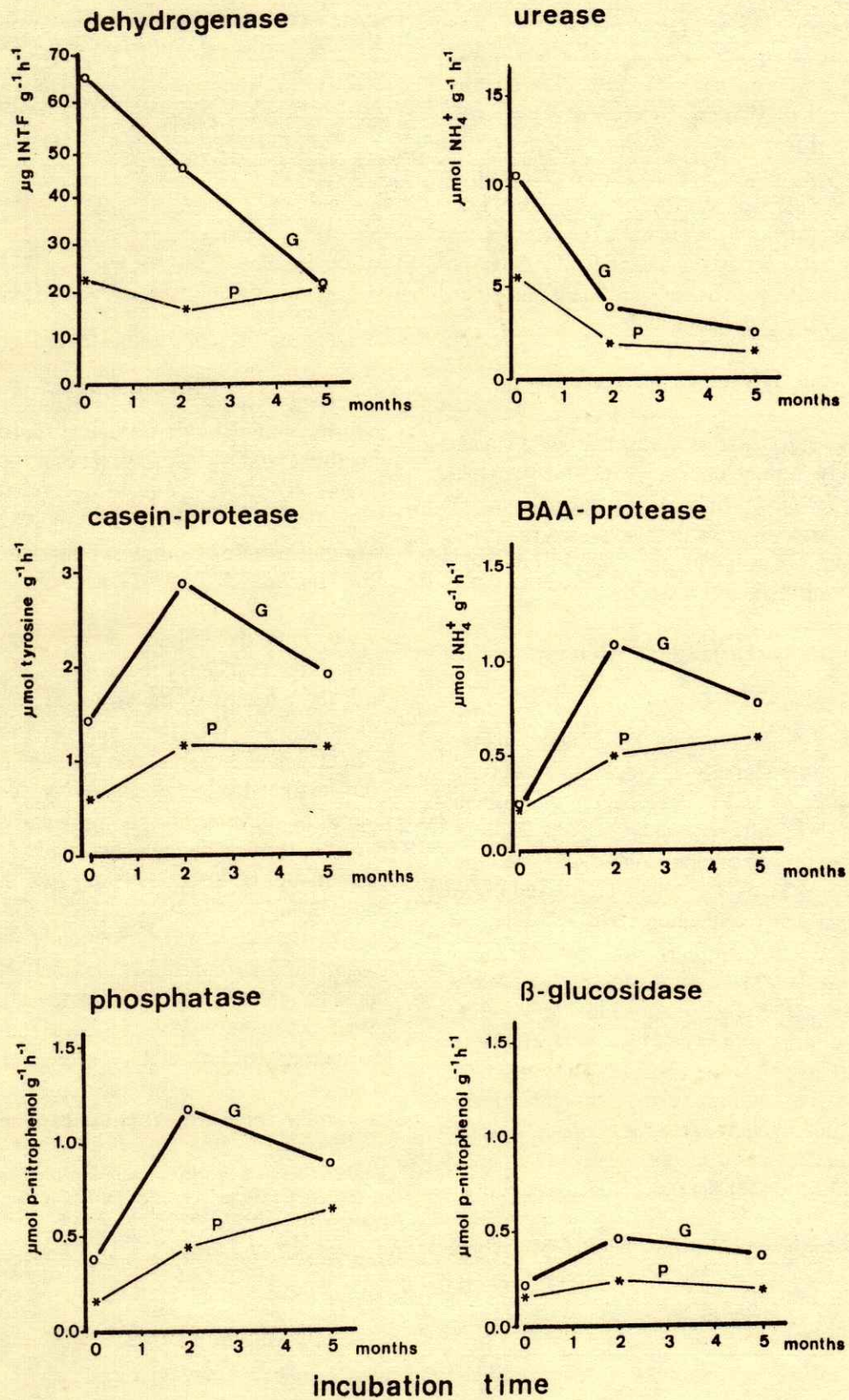


Figure 1. Changes in enzymatic activities over time.

The increase in casein-protease activity was particularly marked in mixture G, in which rapid degradation of proteins over the first two months probably explains the sharp decrease in activity observed thereafter (Figure 1).

Although BAA-protease activity followed a similar time-course to that of casein-protease, the activity of this enzyme was very low throughout the experiment (Figure 1). This implies that the specific substrates for this enzyme were not produced in significant quantities over the course of the experiment.

Sugars and Phenols in Aqueous Extracts

In aqueous extracts, monosaccharide contents increased steadily throughout the experiment, while phenol contents declined (Table 3). The steady increase in sugar:phenol ratio suggests that cellulose was more rapidly decomposed than lignin, and that phenols were involved in the humification process.

Humic Substances according to Bettany *et al.* (1980)

Only a small proportion of the organic matter introduced with cattle slurry was extractable with the reagents of the Bettany *et al.* fractionation, which is in agreement with previous reports (Carballas *et al.*, 1983). Initially, C was predominantly extracted by sodium pyrophosphate (H_{ap} , chemically stabilized humus) and by water/sonication (H_c , clay-humus complexes), with almost no extraction by $CaSO_4$. In both mixtures, incubation led to a progressive decline in the non-extractable fraction, while the $CaSO_4$ fraction almost disappeared. The H_{ap} and H_c fractions followed similar time-courses, declining over the first two months and then increasing over the subsequent three months (Table 4). In view of the decrease in total C content over the course of the experiment (Table 2), it is more useful to consider the percentage distribution

Table 3. Monosaccharide and phenol contents of the aqueous extracts.

	Monosaccharides†		Phenols‡		Monosac./phenols	
	P	G	P	G	P	G
0 months	800	1130	38	62	21	18
2 months	1000	1580	32	46	31	34
5 months	1300	1650	23	29	57	57

† mg glucose kg^{-1} mixture; ‡ mg phenol kg^{-1} mixture.

Table 4. Variation with incubation time in C content of the different fractions of the Bettany *et al.* (1980) fractionation.

	$CaSO_4$ fraction		H_{ap} fraction		H_c fraction		Humins	
	P	G	P	G	P	G	P	G
	----- g kg^{-1} mixture -----							
0 months	0.11	0.14	1.99	3.11	1.05	2.30	6.16	9.43
2 months	0.10	0.16	1.71	2.46	0.61	0.59	3.45	6.82
5 months	0.00	0.01	2.29	2.83	1.00	1.37	2.30	2.33

of C in each fraction rather than the absolute values. Considered in this way, the $CaSO_4$ fraction was of minor significance, the H_{ap} fraction increased steadily and the humin fraction declined (particularly between months 2 and 5) over the course of the experiment (Figure 2).

Organo-Mineral Complexes according to Bruckert and Metche (1972)

As with the Bettany *et al.* (1980) fractionation, most of the C added with the slurry was not extractable with the reagents of the Bruckert and Metche (1972) fractionation. The predominant fraction was that extracted by NaOH (allophane-humus complexes). Non extractable C declined considerably over the course of the experiment, particularly in mixture G, with the result that non-extractable C contents in the two mixtures were similar by the end of the experiment.

On the other hand, immobile complex content (the sodium pyrophosphate extract) clearly increased, humus-allophane complex content underwent minor fluctuations, and mobile complex content (the sodium tetraborate extract) slightly decreased (Table 5). The changes over time in the percentage distribution of C in the various fractions clearly demonstrate that

Table 5. Variation with incubation time in C content of the different fractions of the Bruckert and Metche (1972) fractionation.

	Mobile complexes		Immobile complexes		Humus-allophane complexes		Residue	
	P	G	P	G	P	G	P	G
	----- g kg^{-1} mixture -----							
0 months	0.47	0.57	0.64	0.92	0.87	1.41	7.33	12.08
2 months	0.60	0.71	0.80	0.93	1.03	1.22	3.44	7.17
5 months	0.30	0.43	1.08	1.29	0.98	1.24	3.23	3.58

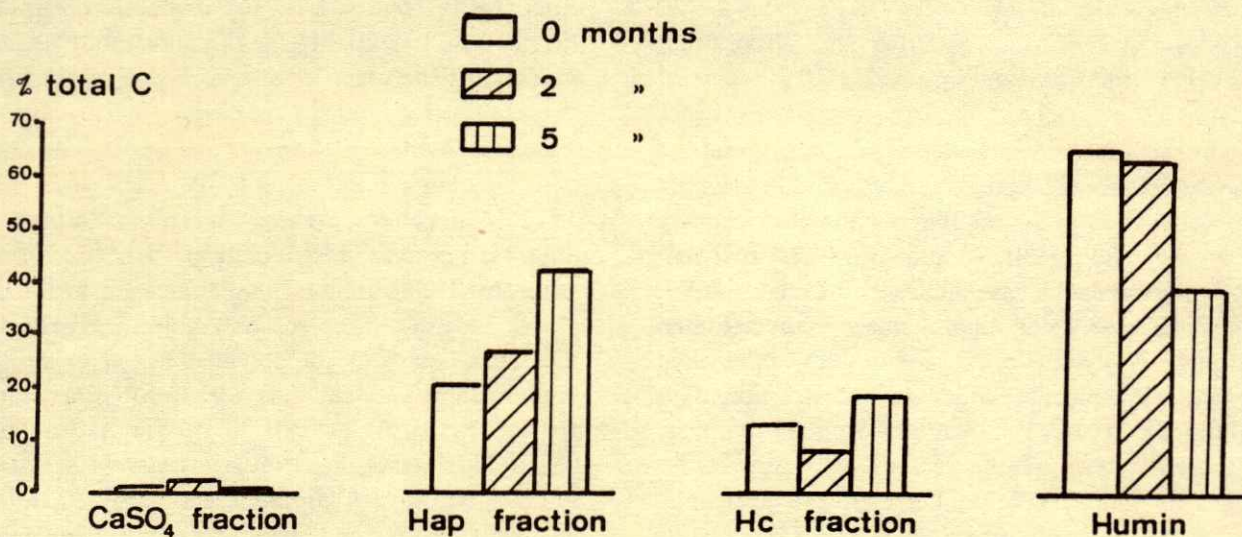


Figure 2. Percentaje distribution of total C between different Bettany *et al.* fractions. The figure represents average values for P and mixtures.

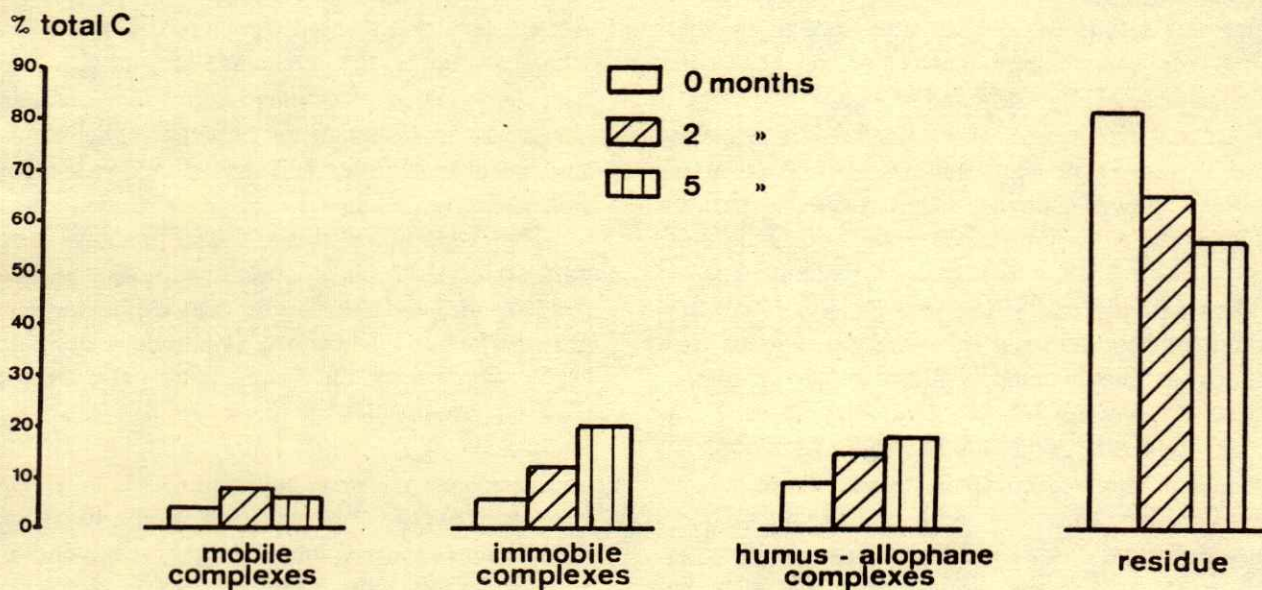


Figure 3. Percentaje distribution of total C between different Bruckert and Metche fractions. The figure represents average values for P and G mixtures.

immobile complexes and humus-allophane complexes became progressively more significant over the course of the experiment, and confirm the decline in the non extractable fraction (Figure 3).

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Our results show that cattle slurry promotes the establishment of an active microbiota, the development

of humification processes and the formation of organo-mineral complexes: all these effects are critical for the successful recovery of productive soils from mine spoils (Tate, 1985).

Cattle slurry contains organic components which differ in their lability (Carballas *et al.*, 1983), and has dense microbial populations (Acea and Carballas, 1983). Thus, during the first two months of incubation, degradatory and substrate-mineralization reactions clearly predominated, as indicated by the marked decline in C content, the rapid increase in the activities of various hydrolytic enzymes and the rise in the sugar content of the aqueous extract. In both fractionations used, the non extractable fraction declined markedly during the first two months, suggesting that even the theoretically more recalcitrant substrates present in cattle slurry (Díaz-Fierros *et al.*, 1987) can be degraded by the microbiota. Moreover, in this period there is a very close correlation between dehydrogenase activity and the remnant C (non-mineralized C) of samples ($r=0.98$, $p<0.001$), which shows that the persistence of microbial populations depends on the quantity of suitable substrate. It is also of interest that the percentage of C in the slurry which was mineralized during incubation was similar to that reported for similar experiments by other authors (Carballas *et al.*, 1983; Stott and Martin, 1990).

After a longer period of incubation (i.e. between months 2 and 5) all degradation and mineralization processes slowed down. During this period, dehydrogenase activity was independent of the dose of slurry added, indicating a tendency for stabilization of microbial activity, and suggesting that microhabitats enabling the persistence of microbial populations had been created. This hypothesis is also supported by the apparent stabilization of hydrolytic enzyme activities observed over this period. A possible explanation is that some of the free enzymes become protected by binding, without loss of activity, to organic or inorganic colloids in the soil (Burns, 1986); the activities of the enzymes concerned would thus be partially independent of microbial population density.

The creation of microhabitats and the stabilization of the enzymes are two of the functions promoted by the humification of organic matter (Stevenson, 1982). The results of both fractionations used in this study indicate that both mixtures contained almost no humic substances at the outset. Subsequently, the proportion of total C in the humic fractions (chemically stabilized

humus and clay-humus complexes in the Bettany *et al.* fractionation, and mobile and immobile complexes in the Bruckert and Metche fractionation) increased, particularly between months 2 and 5. The fractions that increased most markedly were chemically stabilized humus (Bettany *et al.* 1980 fractionation) and clay-humus complexes (Bruckert and Metche 1972 fractionation). These increases suggest that humification took place chiefly by the "neof ormation" pathway (Duchaufour, 1984), i.e. as a result of the abiotic polymerization of small molecules derived from the breakdown of biopolymers (Ziechmann, 1988). Humification in mine soils reclaimed using inorganic fertilizers (Leirós *et al.*, 1993), and in native Galician soils (Carballas *et al.*, 1980), has also been attributed to this pathway. That humification in the mixtures studied here was due to neof ormation is also supported by the steady increase in the sugar:phenol ratio over the course of the experiment, which suggests that phenols derived from the degradation of lignin are involved in formation of the humic substances.

It should be stressed that these reactions occurred very rapidly. Mineralization percentages were similar to those reported for microbiologically active soils like Alfisols fertilized with cow manure (Stott and Martin, 1990). Moreover, the percentage of total C associated with the humic fractions after five months of incubation was similar to, or even higher than that associated with humic substances in 7-year-old mine soils (Leirós *et al.*, 1993).

The rapidity of these transformations may be attributable to the incubation conditions, i.e. optimal temperature and moisture content for microbial growth, and frequent small-amplitude wetting-drying cycles which favor the fragmentation and destruction of plant remains (Bierderbeck, 1978). However, the importance of the cattle slurry itself should not be underemphasized. Since cattle slurry contains organic components with varying degrees of lability, as well as the nutrients essential for microbial growth and a very active microbiota, its addition to the spoil fulfilled a dual function: that of supplying both the substrates and the agents required to transform these substrates.

In conclusion, the results of this study show that mixtures of spoil and cattle slurry rapidly developed desirable properties, with generation of humified organic matter and establishment of an active microbial population. Previous work has shown that addition of cattle slurry to these mine spoils

encourages the development of a system capable of retaining anions and cations through adsorption and ionic exchange (Blanco *et al.*, 1992). It thus seems likely that the use of cattle slurry, instead of the usual inorganic fertilizers, may allow more rapid recovery of productive soils from non-topsoiled mine spoils, thus attenuating the environmental problems arising from the disposal of these spoils.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by the CICYT (Project NAT 90-0493) and by the Xunta de Galicia (Project XUGA 20307B91). The work was carried out partially in the CNR (Pisa, Italy) within the Programa Bilateral CSIC-CNR.

REFERENCES

- Acea, M.J. and T. Carballas. 1983. Caracterización de la población microbiana de un purín de vacuno. *An. Edafol. Agrobiol.* 42: 149-159.
- Bettany, J.R., S. Saggat, and J.B.W. Stewart. 1980. Comparison of the amounts and forms of sulfur in soil organic matter fractions after 65 years of cultivation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 70-75.
- Bierderbeck, W.O. 1978. Soil organic sulfur and fertility. pp. 274-310. *In: M. Schnitzer and S. W. Khan (ed.) Soil organic matter*, Elsevier, Amsterdam.
- Blanco, Ma. D., J. Cives, M.C. Leirós, and F. Gil-Sotres. 1992. Recuperación de estériles de minas de lignito con purín de vacuno: Lavado de iones. pp. 203-207. *In: Proc. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*, 21-24 sep, Pamplona, Spain. Departamento de Edafología, Facultad de Ciencias, Pamplona, Spain.
- Brink, R.H., P. Dubar, and D.L. Lynch. 1960. Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Sci.* 89: 157-166.
- Bruckert, S. and M. Metche. 1972. Dynamique du fer et de l'aluminium in milieu podzolique: Characterization des complexes organo-metalliques des horizons spodiques. *Bull. ENSAIA, Nancy* 14: 263-275.
- Burns, R.G. 1986. Interaction of enzymes with mineral and organic colloids. pp. 429-451. *In: P.H. Huang and M. Schnitzer (ed.) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes*. SSSA, Madison, WI.
- Carballas, M., A. Cabaneiro, F. Guitián-Rivera, and T. Carballas. 1980. Organo-metallic complexes in Atlantic humiferous soils. *An. Edaf. Agrobiol.* 39: 1033-1043.
- Carballas, M., T. Carballas, F. Gil, M.C. Villar, A. Cabaneiro, M.C. Leirós, and F. Díaz-Fierros. 1983. Biodegradation and humification of cattle slurry in the soil. *Studies about Humus* 2: 295-298.
- Díaz-Fierros, F., M.C. Villar, F. Gil, M.C. Leirós, M. Carballas, and T. Carballas. 1987. Laboratory study of the availability of nutrients in physical fractions of cattle slurry. *J. Agric. Sci.* 108: 353-359.
- Duchaufour, Ph. 1984. Edafología. 1. Edafogénesis y clasificación. Mason S. A., Barcelona, Spain.
- García, C., T. Hernández, F. Costa, B. Ceccanti, and G. Maschiandaro. 1993. The dehydrogenase activity of soil as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. Extended abstracts XI ISEB, Salamanca, Spain, 22 Sep.-1 Oct., CSIC, Salamanca, Spain.
- Gil-Sotres, F., M.C. Trasar-Cepeda, C. Ciardi, B. Ceccanti, and M.C. Leirós. 1992a. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biol. Fert. Soils* 13: 25-30.
- Gil-Sotres, F., M.C. Leirós, and M.C. Trasar-Cepeda. 1992b. Development of pollution-neutralizing properties in very young mine soils. *Land Degrad. Rehabil.* 3: 229-239.
- Gil-Sotres, F., A. Saá, M.C. Trasar-Cepeda, M.C. Leirós, and W. Zech. 1992c. Spectroscopic (^{13}C NMR, ^1H NMR and IR) and chemical characterization of mine soil humic acids. *In: N. Senesi and T. Miano (ed.) 6th Int. Meet. IHSS, Bari, Italy*, 21-26 sep. 1992 (in press).
- Grandt, D.F. 1985. History of reclamation research. pp. 131-150. *In: Symposium on the reclamation of lands disturbed by surface mining: A cornerstone for communication and understanding*. Am. Soc. Surf. Mining Reclam. USA.
- Guitián, F. and T. Carballas. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro Ed. Santiago de Compostela, Spain.
- Juma, N.G. and M.A. Tabatabai. 1977. Effects of trace elements on phosphatase activity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 343-346.
- Kuwatsuka, S. and H. Shindo. 1973. Behavior of phenolic substances in the decaying process of plants identification and quantitative determination of phenolic acids in rice straw and its decayed product by gas chromatography. *Soil Sci. Plant Nutr.* 19: 219-227.
- Ladd, J.N. and J.M.A. Buttler. 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4: 19-30.
- Leirós, M.C., M.C. Villar, A. Cabaneiro, T. Carballas, F. Díaz-Fierros, F. Gil, and C. Gómez-Ibarlucea. 1983. Caracterización y valor fertilizante de los purines de vacuno en Galicia. *An. Edaf. Agrobiol.* 42: 753-768.
- Leirós, M.C., F. Gil-Sotres, B. Ceccanti, M.C. Trasar-Cepeda, and M.V. González-Sangregorio. 1993. Humification processes in reclaimed open-cast lignite mine soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1391-1397.
- Lenhard, C. 1956. The dehydrogenase activity in soil as a measure of the activity of soil microorganisms. *Z. Pflanzenernährung Bodenk.* 73: 1-11.
- Nakas, J.P., W.D. Gould, and D.A. Klein. 1987. Origin and expression of phosphatase activity in a semi-arid grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 19: 13-18.
- Nannipieri, P., B. Ceccanti, S. Cervelli, and E. Matarese. 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Sci. Am. J.* 44: 1011-1016.
- Nannipieri, P., S. Grego, and B. Ceccanti. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. pp. 293-355. *In: G.M. Bollag and G. Stotzky (ed.) Soil Biochemistry*, vol. 6. Marcel Dekker, New York.

- Peterson, N.W. 1967. Dehydrogenase activity in soil as an index of its microbial activity. *Mikrobiologiya* 36: 518-525.
- Speir, T.W. and D.J. Ross. 1978. Soil phosphatase and sulphatase. pp. 197-250. *In*: R.G. Burns (ed.) *Soil enzymes*. Academic Press, London, England.
- Stevenson, F.J. 1982. *Humus chemistry*. Wiley, New York.
- Stott, D.E. and J.P. Martin. 1990. Synthesis and degradation of natural and synthetic humic material in soils. pp. 37-63. *In*: P. MacCarthy, C.E. Clapp, R.L. Malcolm, and P.R. Bloom (ed.) *Humic substances in soil and crop sciences. Selected readings*. ASA-SSSA, Madison, WI.
- Tabatabai, M.A. 1982. Soil enzymes. pp. 903-947. *In*: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2nd Ed. ASA-SSSA, Madison, WI.
- Tate, R.L. 1985. Microorganisms, ecosystem disturbance and soil formation processes. pp. 1-33. *In*: R.L. Tate and D.A. Klein (ed.) *Soil reclamation processes, microbiological analysis and applications*. Marcel Dekker, New York.
- Trevor, J.T. 1984. Dehydrogenase activity in soil. A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16: 673-674.
- Varela, C., C. Vázquez, M.V. González-Sangregorio, M.C. Leirós, and F. Gil-Sotres. 1993. Chemical and physical properties of open cast lignite mine soils. *Soil Sci.* 156: 193-204.
- Ziechmann, W. 1988. Evolution of structural models from consideration of physical and chemical properties. pp. 113-132. *In*: F.H. Frimmel and R.F. Christman (ed.) *Humic substances and their role in the environment*. Wiley, Chichester, England.

IMIDAZOLINONE HERBICIDES: AN OVERVIEW OF BIOAVAILABILITY IN SOIL

Herbicidas de Imidazolinona: una Revisión de su Biodisponibilidad en Suelos

G. Tuxhorn¹, J. Deane, and D. Shaner

SUMMARY

Bioavailability of imidazolinone herbicides affects plant response and herbicide persistence. Bioavailability is inversely related to herbicide adsorption to soil. Factors increasing adsorption of imidazolinone herbicides to soil are low pH, high organic matter, high clay content, low water content, and long equilibration time. Factors affecting imidazolinone herbicide degradation are bioavailability and microbial activity. Factors affecting plant response to soil-applied imidazolinone herbicides are bioavailability, soil moisture, air temperature, and plant species sensitivity.

Index words: Herbicides, persistence, bioavailability.

RESUMEN

La biodisponibilidad de los herbicidas de imidazolinona afectan la respuesta de los cultivos y la persistencia del herbicida. La biodisponibilidad está inversamente relacionada con la adsorción del herbicida al suelo. Los factores que incrementan la adsorción de los herbicidas de imidazolinona al suelo son el pH bajo, la alta materia orgánica, los altos contenidos de arcilla, los bajos contenidos de agua y los prolongados tiempos de equilibrio. Los factores que afectan la degradación de los herbicidas de imidazolinona son su biodisponibilidad y la actividad microbiana. Los factores que afectan la respuesta de los cultivos a los herbicidas de imidazolinona aplicados al suelo son biodisponibilidad, humedad edáfica, temperatura ambiente y sensibilidad de la especie vegetal.

Palabras clave: Herbicidas, persistencia, biodisponibilidad.

¹ Plant Directed Basic Research, American Cyanamid Company, Princeton, New Jersey, USA.

Aceptado: Abril de 1996.

INTRODUCTION

The imidazolinone herbicides are effective, broad-spectrum tools for weed control in several crops, and in non-crop areas. The imidazolinone herbicides have both foliar and soil activity. These factors, combined with low mammalian toxicity and low environmental impact, give the imidazolinones the characteristics necessary for 21st century herbicides. Five imidazolinone herbicides are discussed in this paper, AC 263,222, imazapyr, imazethapyr, imazaquin, and imazamethabenz-methyl. Trade names for these compounds are listed in Table 1. Chemical structures are shown in Figure 1.

Imidazolinone herbicides kill weeds by inhibiting the enzyme acetohydroxyacid synthase (AHAS)/acetolactate synthase (ALS). This enzyme is essential for the production of the branched chain amino acids valine, leucine, and isoleucine. This enzyme does not occur in animals, thus the imidazolinones show low mammalian toxicity. Weed death is characterized by a cessation of growth, followed by yellowing of meristematic regions, and finally plant death.

Herbicide bioavailability in soil can play a major role in herbicidal activity, and herbicide persistence. In a field situation bioavailability can vary with time and location, depending on soil and environmental factors. The herbicide in the soil water is generally considered

Table 1. Trade names for the imidazolinone herbicides.

Common name	Trade name(s)†
Imazapyr	ARSENAL™ Herbicide, CHOPPER™ Herbicide, CHOPPER RTU™ Herbicide, CONTAIN™ Herbicide
Imazethapyr	PURSUIT™ Herbicide, PIVOT™ Herbicide, HAMMER™ Herbicide
AC 263,222	CADRE™ Herbicide‡
Imazaquin	SCEPTER™ Herbicide, IMAGE™ Herbicide
Imazamethabenz-methyl	ASSERT™ Herbicide, DAGGER™ Herbicide

† Various formulations. This list does not include co-formulations with other active ingredients.

‡ In development.

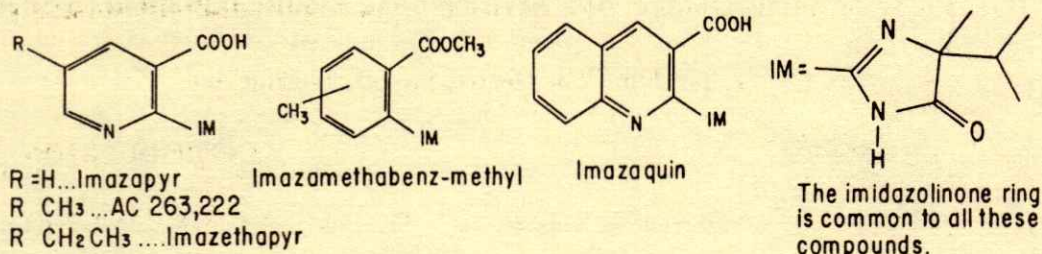


Figure 1. Structure of five imidazolinone herbicides.

to be the bioavailable fraction, whereas the herbicide adsorbed to soil is generally considered unavailable. Figure 2 shows conceptually how soil adsorption regulates the bioavailable concentration of herbicide, and how activity and persistence are affected by adsorption.

MATERIALS AND METHODS

Bioavailability experiments were generally conducted using ¹⁴C-labeled herbicides. Plant uptake was quantified by oxidation and ¹⁴CO₂ trapping. Soil adsorption experiments were conducted using either batch slurry methods (excess water) or a laboratory press method using low water contents.

RESULTS AND DISCUSSION

Adsorption to Soil

Four of the imidazolinones discussed are weak acids, with pK_a's around 3.9. Thus, at neutral pH most of the imidazolinone molecules are dissociated, and exist as anions, and exhibit low to moderate soil adsorption. At lower pH a greater proportion of the molecules exist in the uncharged state, and exhibit greater soil adsorption. Soil adsorption also increases as the soil water content decreases. Figure 3 shows adsorption of AC 263,222 to soil as affected by pH and water content. The Y axis is the concentration of AC 263,222 per gram of soil divided by the concentration of AC 263,222 per mL water. A more limited effect of pH on adsorption of the ester imidazolinone imazamethabenz-methyl has been observed. Uptake of imidazolinones by plants from soil is generally proportional to the concentration of non-adsorbed imidazolinone. Thus, less uptake is seen in a

low pH soil compared to a higher pH soil, all other factors being equal.

Goetz *et al.* (1986) investigated imazaquin sorption and mobility in five Alabama, USA, soils. They found that adsorption was inversely related to pH and water content. Loux and Reese (1992) also found increasing adsorption of imazaquin with decreasing pH in two Ohio, USA, soils. Che *et al.* investigated adsorption of imazaquin and imazethapyr to clays and humic acids. They found that adsorption to clay increased as the pH decreased, and that imazethapyr adsorption to clay was greater than imazaquin adsorption to clay. Adsorption of imazaquin or imazethapyr to humic acid at pH 3 was greater than adsorption of imazaquin or imazethapyr to illite, hectorite, or kaolinite at pH 3.

Wehtje *et al.* (1987) investigated the effect of temporarily drying soil on adsorption of imazapyr (Table 2). Imazapyr was added to soils at field capacity, which were then dried to 75, 50, 20 or 0 % of field capacity, and maintained at that moisture for two days. The soils were re-wet to field capacity, and held at field capacity for two days, then the soil solution

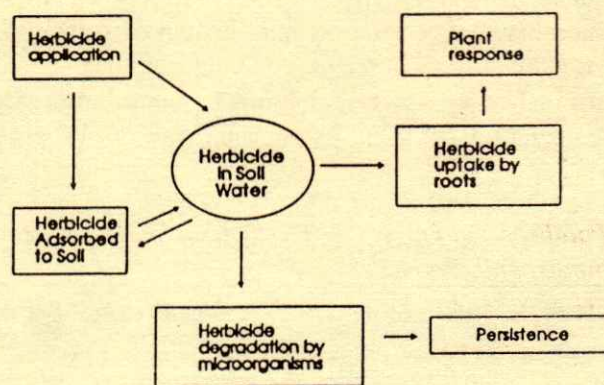


Figure 2. A conceptual model of the role of bioavailability of herbicides.

Adsorption Distribution Coefficient

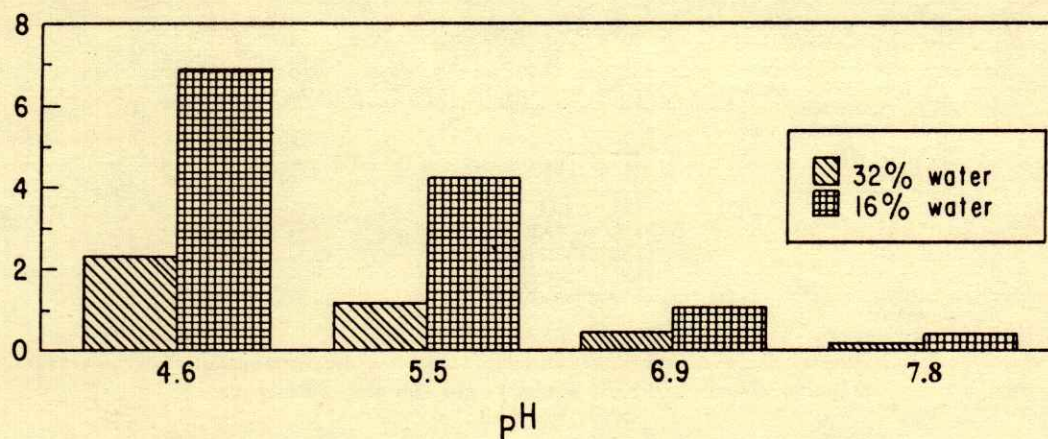


Figure 3. Adsorption of AC 263,222 to soil versus pH and water content.

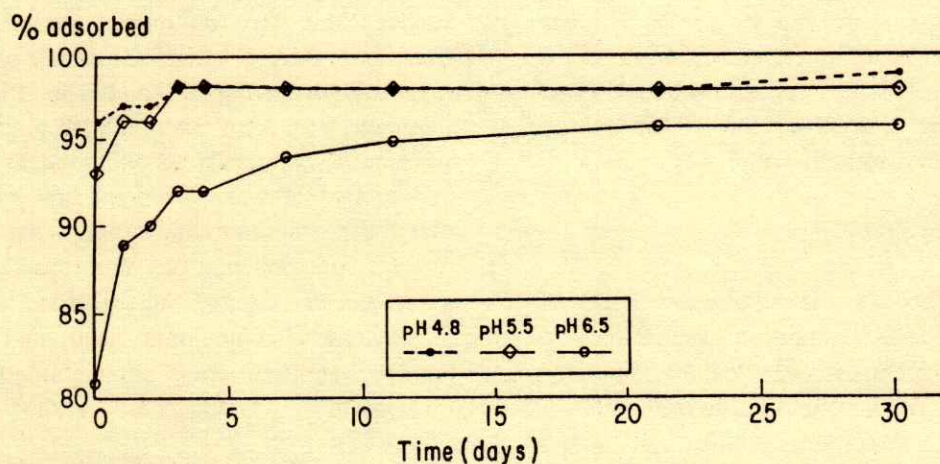


Figure 4. Adsorption of AC 263,222 to soil versus pH and time.

Table 2. The effect of drying and rewetting on imazapyr adsorption to soil. Adapted from Wehtje *et al.* (1987).

Soil Series	Organic matter	Clay %	pH	Adsorption at field capacity	
				at field capacity	Adsorption at field capacity after drying to 25% field capacity and re-wetting
Decatur clay loam	1.5	32	5.4	13	37
Lucedale sandy clay loam	1.0	22	6.0	18	35
Dothan loamy sand	1.2	10	6.4	19	23
Eutaw clay	3.0	48	6.9	0	0
Sumter clay	3.0	46	7.7	0	0

was extracted and the imazapyr concentration determined.

In soils where adsorption occurred temporary drying increased the amount adsorbed. Adsorption did not occur in the two high pH clays. AC 263,222 adsorption to soil under simulated field conditions approaches equilibrium slowly, regardless of pH. Differences in bioavailable concentration of AC 263,222 decrease as time increases (Figure 4).

O'Dell *et al.* (1992) investigated the effect of incubation time on imazethapyr adsorption to soil.

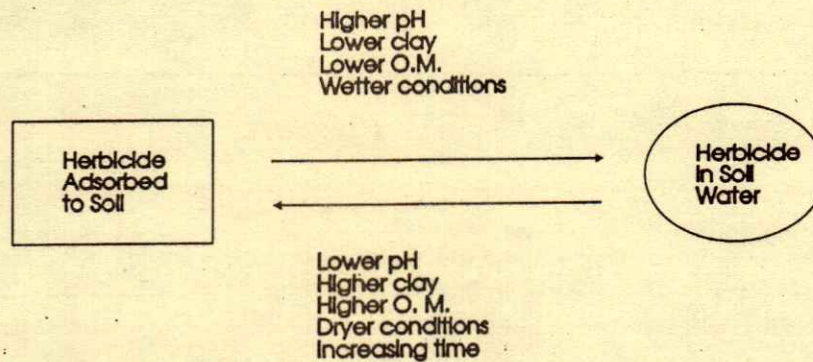


Figure 5. Soil and environmental factors affecting the distribution of imidazolinone herbicides between soil solids and soil solution.

They found that imazethapyr adsorption was dependent on incubation time, and adsorption occurred in two phases. The first phase occurred over a very short time, while the second phase was slower. Adsorption continued to increase over the 16-day experiment. Adsorption in the second, time-dependent phase was not dependent on imazethapyr concentration. Figure 5 summarizes factors affecting the distribution of imidazolinones between soil and water.

Mobility in Soil

Stougaard *et al.* (1990) used soil TLC to investigate mobility of imazaquin and imazethapyr to silty clay loam, silt loam, and sandy loam soils from Nebraska, USA, at pH 5, 6, and 7. Imazethapyr was less mobile than imazaquin, indicating greater adsorption of imazethapyr. Both molecules exhibited the greatest mobility at pH 7. Both molecules were least mobile in the silty clay loam, which had the highest clay and organic matter content. The TLC peaks were generally wide, and showed tailing, which suggests that desorption may have been hysteretic.

Basham *et al.* (1987) investigated mobility of imazaquin in a silt loam soil in a field. They used ^{14}C imazaquin and ^{36}Cl as tracers. Water treatments were 3 cm irrigation, 8 cm irrigation, and 8 cm rainfall (Table 3). Most of the applied imazaquin remained in the top 10 cm of soil for either irrigation amount. This contrast to movement of ^{36}Cl , which was almost entirely removed from the top 5 cm of soil by 3 cm of irrigation. The ^{36}Cl movement indicates that there was sufficient water movement to move a non-adsorbing, non-degrading tracer out of the surface soil. Imazaquin

was apparently retained by adsorption. Experimental conditions which were not the same between the irrigated treatments and the rain treatment could explain the differences in the distribution of imazaquin between the two treatments. Plots in the irrigated treatments were covered with black plastic only when rain was occurring or imminent. Plots in the rain treatment were kept covered with black plastic except when rain was occurring or imminent. This prevented evaporation of water from the soil surface, and kept those plots continually moist. This would prevent upward movement of imazaquin with upward movement of water as the soil dried. Keeping the soil moist would also maximize the amount of imazaquin in the soil water that would be available for displacement by rainfall.

Laboratory Degradation

Cantwell *et al.* (1989) investigated biodegradation of imazaquin and imazethapyr in two soils from Illinois, USA. The bioavailability of the herbicide appeared to affect the degradation rate. The Cisne soil had a higher pH and lower organic matter content than the Drummer soil. $^{14}\text{CO}_2$ evolution was more rapid

Table 3. Movement of imazaquin and chloride in a silt loam soil. Adapted from Basham *et al.* (1987).

Water source	Water amount	^{14}C imazaquin remaining in the top 5 cm of soil	^{36}Cl remaining in the top 5 cm of soil	^{14}C imazaquin remaining in the top 10 cm of soil
Irrigation	3	84	2	98
Irrigation	8	78		97
Rain	8	25		42

from the Cisne soil than from the Drummer, for each herbicide (Table 4). In a separate experiment, they amended the Cisne soil with activated charcoal to reduce soil solution concentrations of imazethapyr. Charcoal levels of 0, 10, 100, and 1000 $\mu\text{g/g}$ -soil resulted in 94, 92, 48, and 4 % of the applied imazethapyr being in the soil solution. There was a linear relationship between the amount of imazethapyr in the soil solution and $^{14}\text{CO}_2$ evolved over an eight week period.

Other researchers have reported slower $^{14}\text{CO}_2$ evolution from imidazolinone laboratory degradation experiments. Goetz *et al.* (1990) used a bioassay to investigate imazethapyr degradation in soil as affected by water content and temperature. Laboratory half-life ranged from 10.6 months in a silty clay loam at 25 °C and -100 kPa water potential to 2.6 months in a silt loam at 35 °C and -33 kPa water potential. Degradation of ^{14}C imazethapyr was also studied at a soil water potential of -33 kPa. Less than 4 % of the applied ^{14}C evolved as $^{14}\text{CO}_2$ after 203 days of incubation. However, when residual ^{14}C imazethapyr was examined by HPLC it was determined that 18 % of the applied ^{14}C imazethapyr was present as ^{14}C imazethapyr in the silt loam soil, and 38 % of the applied ^{14}C imazethapyr was present as ^{14}C imazethapyr in the silty clay soil. They suggested that differences between concentration detected by HPLC and $^{14}\text{CO}_2$ evolution may have been due to degradation occurring that did not result in $^{14}\text{CO}_2$ production. This could be due to degradation of parts of the imazethapyr molecule that did not contain the ^{14}C label, or to incorporation of ^{14}C into the microbial biomass during degradation.

In addition to herbicide bioavailability, the intrinsic microbiological activity of the soil is a crucial factor in determining rates of herbicide degradation. Cantwell *et al.* used freshly collected soils either from a soybean field or from five gallon pots with growing soybeans. Soil was collected from within 15 cm of soybean roots. Goetz *et al.* used soils that had been air dried prior to use. Differences in imazethapyr degradation may be due in part to differences in initial microbial activity between the soils used. Generally, the most rapid herbicide degradation is observed under conditions that favor microbial activity, i.e. warm, moist conditions. Figure 6 illustrates factors affecting soil degradation of the imidazolinones.

Table 4. $^{14}\text{CO}_2$ evolved from carboxyl label imazaquin or imazethapyr after 12 weeks incubation in soil. Adapted from Cantwell *et al.* (1989).

Soil series	pH	Organic matter %	Imazaquin $^{14}\text{CO}_2$ evolved % of applied	Imazethapyr $^{14}\text{CO}_2$ evolved
Drummer	5.7	5.8	8.9	15.3
Cisne	7.0	1.3	23.7	44.0

Field Dissipation

Loux and Reese (1992) investigated the role of soil pH on field persistence of imazaquin. They found that imazaquin persistence was greater in low pH soils (generally less than pH 5), compared to high pH soils (pH greater than 6). Goetz *et al.* (1990) investigated persistence of imazethapyr in a silt loam (1.7 % OM, pH 6.3) and a silty clay (2.4 % OM, pH 6.7). Persistence was greater in the silty clay compared to the silt loam. Since the soils had similar pH there was greater adsorption in the soil with the highest clay and organic matter content. Persistence was also greater in a drier year compared to a wetter year.

Curran *et al.* (1992) reported on experiments examining the effect of tillage and application method on imazaquin and imazethapyr dissipation. They found no differences in dissipation due to surface versus incorporated applications, or due to conventional versus reduced tillage from imazaquin or imazethapyr applications in 1987. Differences due to application method were apparent from 1988 applications. 1988 was a drought year (29 cm of rain received from April through September, compared to 64 cm in the same period in 1987). Imazaquin and imazethapyr dissipated faster from surface applications compared to incorporated applications. This may have been due to photodegradation of surface applied imidazolinones. Imazethapyr residue levels for both application methods were similar 112 days after application. Imazaquin dissipated faster in 1987 compared to 1988. This was probably due to greater microbial activity and imazaquin bioavailability in 1987 due to wetter soil compared to 1988. Conversely, imazethapyr dissipated faster in 1988 compared to 1987, indicating that the effect of drought conditions on persistence is not the same for imazethapyr and imazaquin.

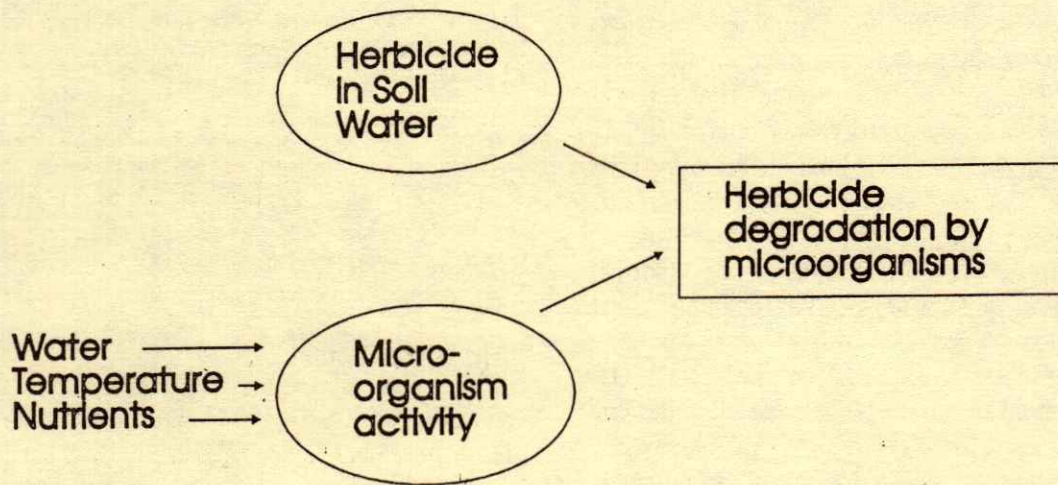


Figure 6. Factors affecting the degradation of imidazolinone herbicides.

Plant Response

Stougaard *et al.* (1990) used a wheat bioassay to investigate plant response to 260 g ha⁻¹ surface applied imazaquin or imazethapyr in silty clay loam, silt loam, and sandy loam soils from Nebraska, USA, at pH 5, 6, and 7. They found that wheat injury decreased as the soil pH decreased, and that wheat injury was less in the silty clay loam soil compared to the coarser textured

soils. Less wheat injury was correlated with greater adsorption of the individual herbicides. Imazethapyr adsorbed to soil more than imazaquin, but imazethapyr consistently caused more injury than imazaquin. This was attributed to a greater inherent phytotoxicity of imazethapyr to wheat.

Polge and Barrett (1992) investigated the effect of soil moisture and temperature on maize response to imazaquin. They found that increasing the temperature

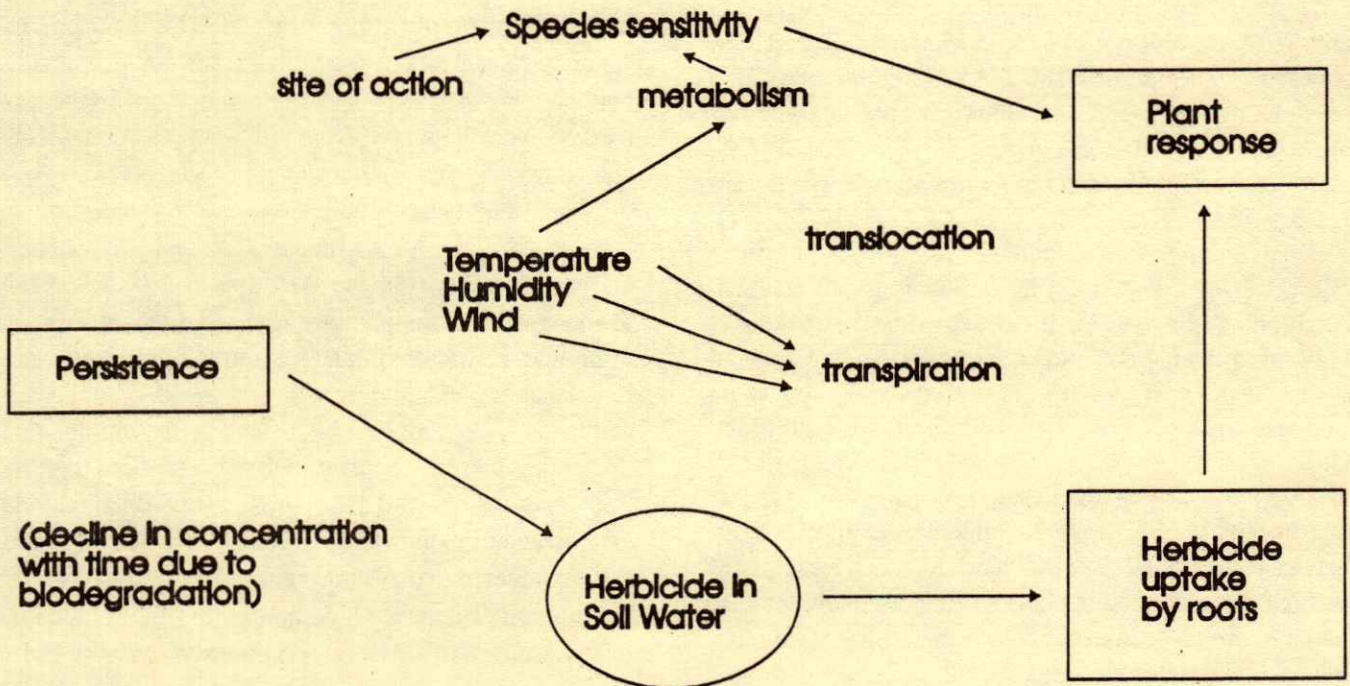


Figure 7. Factors affecting plant response to imidazolinone herbicides.

from 18/12 °C (day/night) to 30/24 increased shoot inhibition from imazaquin. Root inhibition was not affected by temperature. Imazaquin inhibition of roots and shoots was greater in soil at 100 % of water holding capacity compared to 75 % of water holding capacity.

Weimer *et al.* (1992) investigated the effect of temperature and soil moisture on maize response to imazethapyr. Shoot inhibition was greater under high temperature (30/24 °C) compared to moderate (24/18) to low (18/12) temperature. Conversely, root inhibition was greater under low temperature compared to moderate or high temperature. Translocation of ¹⁴C imazethapyr from roots to shoots was greater under high temperatures compared to moderate or low temperatures. Differences in shoot and root response to imazethapyr under different temperature regimes may be due to translocation being directly related to transpiration. Under warmer conditions there is more transpiration, thus more translocation from root to shoot. Figure 7 summarizes important factors that affect plant response to imidazolinones in the soil. The relative sensitivity of plants to imidazolinone herbicides can be due to rates of metabolism of the herbicides in the plants (for example, soybeans are tolerant to imazethapyr due to rapid metabolism) or the sensitivity of the site of action (for example, some maize lines have been selected for imidazolinone tolerance at the AHAS/ALS enzyme level). Weeds that are controlled by imidazolinone herbicides are not able to metabolize the herbicide rapidly enough to prevent enzyme inactivation.

REFERENCES

- Basham, G. T. L. Lavy, L. R. Oliver, and H. D. Scott. 1987. Imazaquin persistence and mobility in three Arkansas soils. *Weed Science* 35: 576-582.
- Cantwell, J. R., R. A. Liebl, and F. W. Slife. 1989. Biodegradation characteristics of imazaquin and imazethapyr. *Weed Science* 37: 815-819.
- Che, M., M. M. Loux, S. J. Traina, and T. J. Logan. 1992. Effect of pH on sorption and desorption of imazaquin and imazethapyr on clays and humic acid. *Journal Environmental Quality* 21: 698-703.
- Curran, W. S., R. A. Liebl, and F. W. Simmons. 1992. Effects of tillage and application method on clomazone, imazaquin, and imazethapyr persistence. *Weed Science* 40: 482-489.
- Goetz, A. J., G. Wehtje, R. H. Walker, and B. Hajek. 1986. Soil solution and mobility characterization of imazaquin. *Weed Science* 34: 788-793.
- Goetz, A. J., T. L. Lavy, and E. E. Gbur. 1990. Degradation and field persistence of imazethapyr. *Weed Science* 38: 421-428.
- Loux, M. M. and K.D. Reese. 1992. Effect of soil pH on adsorption and persistence of imazaquin. *Weed Science* 40: 490-496.
- O'Dell, J. D., J. D. Wolt, and P. M. Jardine. 1992. Transport of imazethapyr in undisturbed soil columns. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 56: 1711-1715.
- Polge, N. D. and M. Barrett. 1992. *Weed Science Society of America 1992 meeting. Abstracts:* 292.
- Stougaard, R. G., P. J. Shea, and A. R. Martin. 1990. Effect of soil type and pH on adsorption, mobility, and efficacy of imazaquin and imazethapyr. *Weed Science* 38: 67-74.
- Wehtje, G., R. Dickens, J. W. Wilcut, and B. F. Hajek. 1987. Sorption and mobility of sulfometuron and imazapyr in five Alabama soils. *Weed Science* 35: 858-864.
- Weimer, M. R., D. L. Wyse, and D. D. Buhler. 1992. *Weed Science Society of America 1992 meeting. Abstracts:* 298.

TRANSPORT OF FALLOUT RADIOCESIUM AND PLUTONIUM IN FOREST SOILS

Transporte de Radiocesio y Plutonio Provenientes de Vertimientos, en Suelos Forestales

K. Bunzl¹ and W. Schimmack

SUMMARY

At five sites in a spruce stand and in a pine stand the vertical activity distributions were determined for ²³⁹⁺²⁴⁰Pu and ¹³⁷Cs from the global fallout of weapon testing in the sixties as well as separately for Chernobyl-derived radiocesio. To evaluate the migration rates of these radionuclides in the various soil horizons, a compartmental model was employed. In the organic horizons (LOf1, Of2, Oh) the migration rates for Cs and Pu from the global fallout were around 0.5 cm yr⁻¹ and decreased with increasing depth. The migration rates were smallest at the top of the mineral horizon, but increased again with increasing depth. In contrast to that, the mobility of Chernobyl-derived ¹³⁷Cs is presently in all soil layers significantly higher, but decreases with time. The fixation of radiocesio by the clay particles of the soil is, therefore, a rather slow process.

Index words: Radionuclides, soil contamination, migration rates.

RESUMEN

En cinco sitios con retoños de árboles y de pinos se determinó la distribución de la actividad vertical de ²³⁹⁺²⁴⁰Pu y ¹³⁷Cs de la hojarasca total, provenientes de las pruebas de armamento realizadas en la década de los sesentas y por separado, se determinó el radiocesio proveniente de Chernobyl. Para evaluar la velocidad de migración de estos radio-núclidos en varios horizontes edáficos, se empleó un modelo de compartimentos. En los horizontes orgánicos (LOf1, Of2, Oh) las velocidades de migración para Cs y Pu de la hojarasca total, se encontraron entre 0.5 cm año⁻¹ y decrecieron con el aumento en profundidad. Las velocidades de

migración fueron menores en la parte superior del horizonte mineral, pero se incrementó de nuevo con el aumento en profundidad. En contraste con esto, la movilidad del ¹³⁷Cs derivado de Chernobyl es significativamente más alta en todos los horizontes, pero disminuye con el tiempo. La fijación de radiocesio por las partículas de arcilla del suelo es un proceso relativamente lento.

Palabras clave: Radionúclidos, contaminación de suelos, velocidad de migración.

INTRODUCTION

Our knowledge on the migration of radionuclides, especially actinides, in forest soils is very limited, even though forest products can contribute significantly to the radiation exposure of certain groups of people. Besides, the migration of radionuclides in forest soils has to be considered as a possible source of groundwater contamination. For that purpose we determined in the forest soils of a spruce and a pine stand (podzols) at various locations the depth profiles of fallout ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu, and ¹³⁷Cs, and used a compartment model to evaluate subsequently the residence times and mean rates of migration of these radionuclides in the various soil horizons. When evaluating the depth profiles, it was necessary to consider that Pu and radiocesio were deposited on the soil surface in the 1960s for several years as a result of the global fallout of weapons testing, and again in 1986 as a result of the reactor accident at Chernobyl. Because, however, the isotopic ratio of ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu from these two sources were significantly different and well known, it is possible by determining this ratio in each soil layer to obtain separately the amount of ²³⁹⁺²⁴⁰Pu arising from the global fallout and from the Chernobyl fallout. In a similar way this is also possible for radiocesio, by measuring in each soil layer ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs separately.

¹ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz, Neuherberg. Germany.

Accepted: Abril de 1996.

MATERIAL AND METHODS

The spruce stand and the pine stand were located in Bavaria, Germany. The age of the trees was about 80 to 85 yr. The soils are classified in the German Soil Classification System as podzols. Soil samples were taken with a frame from the LOf1, Of2 and Oh horizons, and in the underlying mineral soil (spruce stand: Aeh, A1h and A1; pine stand: Ahe, Aeh, Bhs) in layers of 0 to 2, 2 to 5, 5 to 10 and 10 to 20 cm. At each site five depth profiles were sampled and analyzed separately.

Before radiochemical analysis, the air dried soil from each layer was sieved to 2 mm for the removal of stones and roots (ca. 10 % in the 0 to 2 cm layer; <3 % in the deeper layers), and carefully mixed. The dry weight was determined at 105 °C. In order to also obtain some information on the spatial variability of the residence times of the radionuclides in the soil, each layer from each of the five plots was analyzed separately.

Determination of Radiocesium

^{134}Cs and ^{137}Cs were determined by direct Gamma spectrometry using a High Purity Germanium detector and multichannel analyzer. In the case of ^{134}Cs losses by sumcoincidences during counting were taken into account.

Determination of Pu

^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ were determined by alpha spectrometry subsequent to a radiochemical separation and purification. Depending on the activity of these radionuclides in the samples, 50 to 200 g of dry soil from each layer was employed. Because the activity concentration of Pu is very low in the layers below a depth of about 15 cm, a careful purification of the Pu-fraction from other alpha-emitters is necessary. This is especially important if ^{238}Pu is also determined, because in the deeper soil layers (where extremely little ^{238}Pu is present) interference of the natural alpha emitter ^{228}Th in the alpha spectrum may otherwise simulate too high a ^{238}Pu activity.

Extraction of Pu

This radionuclide was extracted from the soil sample according to a procedure reported for the extraction of Pu in environmental samples (Veselsky, 1976). In brief, it consists of the following steps: 1) Addition of the tracer ^{242}Pu , ashing at 500 °C, and extraction of the actinides with boiling HNO_3 , after addition of about 1 g NaNO_2 . 2) Extraction of Pu (but unfortunately also U) with a TLA (tridodecylamine) solution in xylene. 3) Washing of the organic phase with HNO_3 (1:1). 4) Washing of the organic phase with 10 M HCl (3x, to remove Th). 5) Stripping of Pu by shaking the amine phase twice with a mixture of $\text{HCl} + \text{HF}$, and washing the backextract with xylene. 6) Supplementary to the procedure of Veselsky: removal of traces of organic material by evaporation of the backextract to dryness, followed by fuming the residue with HNO_3 (conc.) and HClO_4 . 7) Dissolution of the residue in HCl (conc.), addition of 1 g Ca and 1 g NaNO_2 .

Purification of Pu

The Pu phase obtained in this way still contains uranium and traces of Th. They are removed by a procedure which we recently reported for the determination of actinides and Sr in vegetation samples (Bunzl and Kracke, 1990). Briefly, the following steps are involved: 1) Co-precipitation of Pu with Ca as an oxalate. 2) Conversion to carbonate in a muffle oven at 550 °C. 3) Dissolution in HCl (conc.). 4) Addition of citric acid and separation of Pu (as citrate) by a cation exchanger column (ions which do not form citrates remain on the column). 5) La F_3 -precipitation in the effluent solution. 6) Dissolution of the precipitate with $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ and HNO_3 . 7) Extraction of Pu with TTA (thenoyltrifluoroacetone).

Electrodeposition of Pu

These steps (destruction of traces of organic material and electrodeposition on a stainless steel disc at pH 2 in ammonium sulfate solution) were described before (Bunzl and Kracke, 1980).

Alpha-spectrometry

Alpha spectrometry of the Pu- and Am-planchets was performed using a 300 mm² silicon surface barrier detector (alpha efficiency 10 to 20 %). The resolution was 40 to 50 keV FWHM at 4 to 6 MeV. The background counts were <5 counts per 10 000 min. The detection limit L_d for this counting time was about 0.1 mBq of ²³⁸Pu and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu.

Evaluation of the Origin of ¹³⁷Cs and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu

¹³⁷Cs has been deposited by global and Chernobyl fallout. Because ¹³⁴Cs is only Chernobyl-derived and its ratio ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs is well known for the sampling area (1.75 ± 0.07, reference date 27 April, 1986; Hötzl *et al.*, 1987), it is possible to calculate from the measured ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs activity separately for each soil layer the ¹³⁷Cs fraction from each source. This fractionation is also possible for ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, because the ratio ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu was in South Germany for the global fallout circa 0.03 (Bunzl and Kracke, 1988) and for the Chernobyl fallout 0.42 (Hötzl *et al.*, 1987). Occasionally, a greater mobility of ²³⁸Pu from the global fallout in the soil as compared to ²³⁹⁺²⁴⁰Pu has been reported (Cigna *et al.*, 1988; Hanson, 1975). In the present case, however, such a behavior is not indicated.

Evaluation of the Residence Half-times

The residence half-time τ of Pu, Am and Cs in the various soil layers were evaluated with a compartment model (Boone *et al.*, 1985; Frissel *et al.*, 1981). The advantage of this compartment model is that no information on the actual transport processes of the radionuclide in the soil (e.g. sorption properties, speciation, water infiltration, etc.) is needed. The disadvantage of this model is, of course, that one obtains only the residence times of a radionuclide in the various soil layers, and learns nothing about the migration processes. Nevertheless, the residence times obtained are useful in comparing quantitatively the mobility of different radionuclides in different soils. In the present case, is written for the transfer of activity A_i (Bq m⁻²) of a radionuclide in the compartment "i" in a small time interval Δ (day)

$$\frac{\Delta A_i}{\Delta t} = K_{i-1} A_{i-1} - K_i A_i - \lambda A_i \quad (1)$$

where K_i (day⁻¹) is the fractional rate of transfer from compartment "i-1" to compartment "i", and λ is the disintegration constant of the radionuclide. In the first compartment Eq. 1 has to be written as

$$\frac{\Delta A_1}{\Delta t} = D - K_1 A_1 - \lambda A_1 \quad (2)$$

where D is the rate of deposition (in Bq cm⁻² day⁻¹), which must be known as a function of time. To obtain for each radionuclide in each soil layer the corresponding value of K_i , the system of Eq. 1 and 2 is integrated numerically. The initial condition for the integration is the depth profile of the activity A_{i0} measured at $t = 0$ for each radionuclide. In the case of the global fallout, D as a function of time is known (see below); and for the initial depth profile A_{i0} we assume (in accordance with Frissel *et al.*, 1981; Jakubik, 1979) that the activity of the radionuclide remains initially completely in the first layer. In the case of the Chernobyl-fallout this assumption is not justified for South-Germany (see below). For this situation we measured the initial depth profile A_{i0} after the deposition period and put $D = 0$ thereafter.

Because the A_i in Eq. 1 were determined experimentally, K_i is the only unknown parameter for each layer i and can be evaluated by an iterative procedure to any accuracy desired. In practice, however, it is sufficient to evaluate the K_i only with an accuracy corresponding to the analytical error of the depth profile. The residence half-time of the radionuclide in layer "i" is given then by $\tau_i = 0.693/K_i$ (Boone *et al.*, 1985). To compare the values of τ observed in soil horizons of different thickness, one can, for example, report for each horizon the value of τ/L (Frissel *et al.*, 1981). Because, however, the reciprocal of this ratio can be interpreted as a velocity, in the following the rate of migration of a radionuclide in a given horizon "i" is characterized by $v_i = L_i/\tau_i$.

Initial Conditions for Radiocesium

For the time course of the ¹³⁷Cs deposition from the global fallout to the soil surface in the sixties and later

we will use the values given by Bachhuber *et al.* (1982) and Frissel *et al.* (1981). Most of the deposition of Chernobyl-derived radiocesium occurred at the location of the sampling site within a short time of a heavy thunder shower (in contrast to the radiocesium from the global fallout, where only a very small fraction of the total activity was deposited during thunder showers). As a result, a significant fraction of the Chernobyl-radiocesium deposited was immediately infiltrated into the soil via channels and cracks at a rate which exceeded the long-term Cs-migration by a few orders of magnitude (Schimmack *et al.*, 1989). To eliminate this anomalous initial infiltration effect for the evaluation of the long-term migration rate, we used the Chernobyl-derived ^{137}Cs -depth profile in the soil, determined in one soil core at the sampling site shortly after this event (June 1986) as the initial depth profile at $t = 0$ in the compartment model. For the time course of the Chernobyl-derived ^{137}Cs from the canopy of the trees to the soil surface following this initial infiltration, the site specific values measured by Bunzl and Schimmack (1989) were used.

Initial Conditions for Plutonium

The deposition history of $^{239+240}\text{Pu}$ from the global fallout was obtained from that of ^{137}Cs (see above) and the observed ratio of $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ in the soil there. Because the migration rate of these two radionuclides in the soil may be different, this ratio has to be obtained from the total activity of these radionuclides per unit area of soil (0 to 40 cm). In the present case, on average (five profiles), a value of 0.03 ± 0.01 was found. Within experimental error, this is similar to measurements shortly before the Chernobyl accident, where values around 0.018 were found (Bunzl and Kracke, 1988; Cawse and Baker, 1985). As a result of ^{137}Cs -decay, this ratio was of course correspondingly lower during the main fallout period in the sixties.

RESULTS AND DISCUSSION

As an example of the results obtained, first in Figure 1 the rates of migration of ^{137}Cs deposited in the sixties by the Chernobyl fallout are shown, and in Figure 2 of ^{137}Cs deposited in 1986 by the global fallout in the sixties for five sites in the spruce stand.

A comparison of the migration rates in the various soil layers reveals that the migration of global fallout

derived radiocesium is very low ($<1 \text{ cm year}^{-1}$). The rates decrease with depth in the organic horizons (Of1 - Oh) and are smallest in the top layer of the mineral horizon. Within the mineral horizon, however, they begin to increase again significantly with depth. The reason for this behavior is not yet known.

A similar behavior is observed for Chernobyl-derived ^{137}Cs , except that it is in all soil horizons presently still much more mobile as compared to global fallout derived radiocesium (Figure 1). The migration rates of Chernobyl-derived radiocesium were initially even higher (Schimmack *et al.*, 1989), but decreased continually since this time. Obviously, the fixation of radiocesium by the clay minerals in the soil is a rather slow process, which extends over many years.

A considerable spatial variability of the migration rates of radiocesium is observable at the five sites in the spruce stand (Figures 1 and 2). For this reason, to

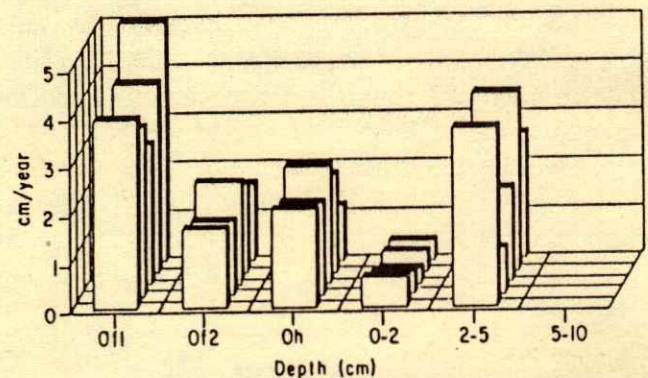


Figure 1. Migration rates of ^{137}Cs from the Chernobyl-fallout in Bavaria, Germany in the soil at five sites in a spruce stand.

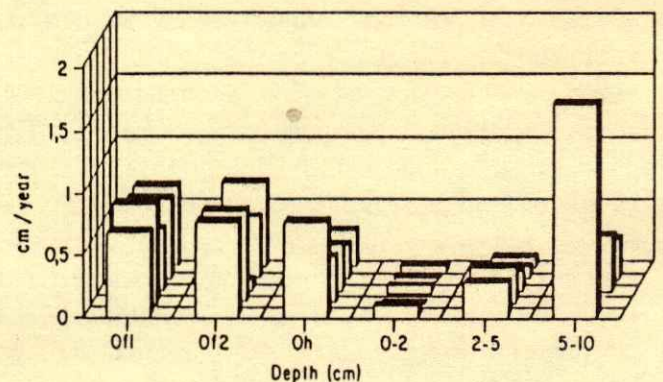


Figure 2. Migration rates of ^{137}Cs from the global fallout of weapon testing in the sixties in the soil at five sites in a spruce stand in Bavaria, Germany.

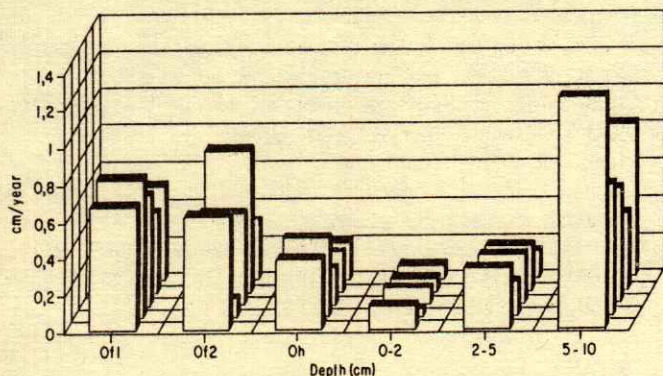


Figure 3. Migration rates of $^{239+240}\text{Pu}$ from the global fallout of weapon testing in the sixties, as observed in the soil at five sites in a spruce stand in Bavaria, Germany.

obtain realistic average migration rates for a given soil, at least 4 to 5 depth profiles should be evaluated for this purpose.

The migration rates for $^{239+240}\text{Pu}$ from the global fallout at five sites are shown in Figure 3. Qualitatively, these migration rates are rather similar to those observed for ^{137}Cs from the global fallout. They decrease with increasing depth in the organic horizons, are smallest in the top horizon of the mineral horizon, and increase again with increasing depth. A considerable variability of the migration rates at the five sites is also in this case observable. For further details see Bunzl *et al.* (1992).

For comparison of the migration rates of Pu and Cs we calculated the mean rates in each soil layer from the individual values observed at the five sites. These means are shown in Figure 4.

The migration rates of Pu in the soil under pine were qualitatively rather similar to those observed in the spruce stand: comparatively low in the top organic Of- and Ofh-horizons (0.1 to 0.5 cm yr^{-1}), and somewhat higher in the succeeding Ahe-, Aeh-, and Bhs-mineral horizons (up to 2 cm yr^{-1}). Cs from the global fallout exhibited similar migration rates as Pu, except in the Oh-horizon, where it was more mobile, and in the Bhs-horizon, where it was less mobile. Chernobyl-derived radiocesium exhibited again in all horizons the highest migration rate, specially in the Aeh-horizon, where values around 3 cm yr^{-1} were observed.

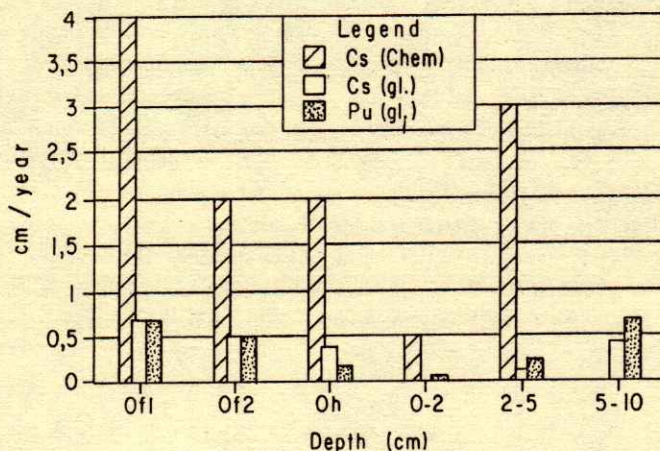


Figure 4. Mean migration rates of ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ from the global fallout in the sixties, and of ^{137}Cs from the Chernobyl-fallout in the soil at a spruce stand in Bavaria, Germany.

REFERENCES

- Bachhuber, H., K. Bunzl, W. Schimmack, and I. Gans. 1982. The migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in multilayered soils. Results from batch, column and fallout investigations. Nucl. Techn. 59: 291.
- Boone, F.W., M.V. Kantello, P.G. Mayerand, and J.M. Palms. 1985. Residence half-times of ^{129}I in undisturbed surface soils based on measured soil concentration profiles. Health Phys. 48: 401.
- Bunzl, K. and W. Kracke. 1980. Determination of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in livers of cattle. Radiochem. Radioanal. Lett. 42: 77.
- Bunzl, K. and W. Kracke. 1988. Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land. J. Environ. Radioactivity 8: 1.
- Bunzl, K. and W. Kracke. 1990. Simultaneous determination of ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Pu , ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{244}Cm , and ^{90}Sr in vegetation samples, and application to Chernobyl-fallout contaminated grass. J. Radioanal. Nucl. Chem. 138: 83.
- Bunzl, K. and W. Schimmack. 1989. Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand. Sci. Total Environ. 78: 77.
- Bunzl, K., W. Kracke, and W. Schimmack. 1992. Vertical migration of $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs fallout in a forest soil under spruce. Analyst 117: 469.
- Cause, P.A. and S.J. Baker. 1985. Soil to plant transferfactors for ^{241}Am and additional data for ^{134}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$, determined by field measurements. Internat. Union of Radioecologists. IV Report of the workgroup on soil-to-plant transferfactors. Bilthoven. The Netherlands.

- Cigna, A.A., L. Cigna Rossi, S. Sgorbini and G. Zurlini. 1988. Fallout plutonium cycle in a terrestrial environment: North Italy. ENEA Comitato Nazionale per la ricerca e per lo sviluppo dell'energia nucleare e delle energie alternative. Report Rt/Pas/88/16. Roma.
- Frissel, M.J., A.T. Jakubik, N. van der Klugt, R. Pennders, P. Poelstra and E. Zwemmer. 1981. Modeling of the transport and accumulation of strontium, cesium and plutonium. Experimental verification. Report 185-76-1 BIA N. Commission of the European Communities. Brussels.
- Hanson, W.C. 1975. Ecological considerations of the behavior of plutonium in the environment. *Health Phys.* 28: 529.
- Hötzl, H., G. Rosner and R. Winkler. 1987. Ground deposition and air concentrations of Chernobyl fallout radionuclides at Munich-Neuherberg. *Radiochim. Acta.* 41: 181.
- Jakubik, A.T. 1979. *In Situ* plutonium - transport in geomed. pp. 201-223. *In: Proceedings of the workshop on the migration of long-lived radionuclides in the geosphere.* OECD Nuclear Energy Agency. Brussels.
- Schimmack, W., K. Bunzl and L. Zelles. 1989. Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. *Geoderma* 44: 211.
- Veselsky, J.C. 1976. The determination of plutonium in environmental samples by extraction with tridodecylamine. *Int. J. Appl. Rad. Isotopes* 27: 499.

MODELING FLUORIDE TRANSPORT IN SOILS USING ION BINDING MODELS FOR OXIDES

Modelización del Transporte de Fluoruros en Suelos Mediante el Uso de Modelos de Enlaces Iónicos para Óxidos

J.C.L. Meeussen¹, W.H. van Riemsdijk¹, P.G.M. de Wilde², and Th. G. Aalbers²

SUMMARY

Transport of reactive ions in soils is in many occasions dominated by multicomponent transport processes. Under such conditions the adsorption, and thus the transport of one component or substance influences the transport of other components and vice versa. Better understanding of such processes can be very useful, for example in case of environmental risk assessment. This contribution shows the application of a multicomponent transport model for the prediction of the transport of fluoride containing leachates of waste material in soil columns. The parameters of interest are the breakthrough of pH, salt and fluoride. The alkaline nature of the leachates and the effect of the pH on the adsorption of fluoride and vice versa make simultaneous modeling of fluoride adsorption and proton adsorption essential. It was assumed that the behavior of these components was largely governed by adsorption at iron and aluminum (hydr)oxides, which was described by a variable charge adsorption model. In order to calculate adsorption in case of the real soils, the iron and aluminum (hydr)oxide content was estimated from the oxalate extractable amount of iron and aluminum. All other adsorption parameters were derived from independent adsorption experiments with synthetic goethite and gibbsite. Although the model representations are a rather rigorous simplification of the conditions in the real soils, the results show that the calculated pH and fluoride breakthrough are in reasonable agreement with the experimental results.

¹ Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, P.O.B. 8005, 6700 EC, Wageningen, The Netherlands.

² Dutch National Institute of Public Health and Environmental Protection, P.O.B 1, 3721 BA, Bilthoven, The Netherlands.

Aceptado: Abril de 1996.

Index words: Soil contaminants, contaminant transport modeling, multicomponent transport processes.

RESUMEN

El transporte de iones reactivos en el suelo está dominado, en muchas ocasiones, por procesos de transporte de componentes múltiples. Bajo estas condiciones la adsorción y, en consecuencia, el transporte de un componente o sustancia, influencia el transporte de los demás componentes y viceversa. El mejor entendimiento de estos procesos puede ser muy útil, por ejemplo en evaluaciones de riesgo ambiental. Este trabajo describe la aplicación de un modelo de transporte de componentes múltiples para predecir el transporte de lixiviados de material de desecho conteniendo fluor, en columnas de suelo. Los parámetros de interés son el cambio de pH, las sales y los fluoruros. La naturaleza alcalina de los lixiviados y el efecto del pH sobre la adsorción de fluoruros y viceversa hacen esencial el modelaje simultáneo de adsorción tanto de fluor, como de protones. Se asumió que el comportamiento de estos componentes depende de su adsorción a (hidr)óxidos de aluminio y hierro, lo cual se describió con un modelo de adsorción de carga variable. Para calcular la adsorción en suelos verdaderos, el contenido de (hidr)óxidos de hierro y aluminio se estimó a partir de la cantidad de hierro y aluminio extraída con oxalatos. Todos los demás parámetros de adsorción se derivaron de experimentos de adsorción independientes, realizados con goetita y gibbsite sintéticas. Aunque las representaciones del modelo son estrictamente una simplificación de las condiciones reales del suelo, los resultados muestran que el pH calculado y el frente de avance de los fluoruros están razonablemente de acuerdo con los resultados experimentales.

Palabras clave: Contaminantes edáficos, modelos de transporte de contaminantes, procesos multicomponentes de transporte.

INTRODUCTION

The potential hazards of soil contaminants are in general strongly influenced by the chemical behavior of these contaminants in soil. Especially the interaction between the dissolved substance and the soil solid phase is an important factor. This interaction determines the partitioning of a substance over the mobile dissolved phase and the immobile solid phase of the soil, and in that way has a large impact on the mobility of the contaminant. Important chemical interaction processes are precipitation and adsorption. A thorough understanding of precipitation and adsorption processes is of great importance when the behavior of substances is to be evaluated or predicted in case of risk assessment procedures. One way to study these processes is empirically, so by performing adsorption or leaching experiments under the conditions of interest, with respect to composition of the solid phase (soil type) and concentrations of the substance. This approach does not demand full understanding of fundamental processes, and offers short term results. However, this method has rather serious drawbacks. Because the adsorption of substances is generally influenced by the presence of other chemical components, a test covering all possible chemical conditions would require a huge experimental effort. If at all possible, such experiments would have little or no value when other soils or substances become subject of interest. In that case all of the old experiments would have to be repeated under the new conditions.

An alternative to the empirical approach is to start with trying to elucidate the fundamental processes which determine the behavior of substances in soils. The advantage of gaining fundamental knowledge is that it is more generally applicable. So experiments which reveal knowledge of fundamental nature, e.g. on intrinsic complexation constants or adsorption constants onto certain soil components do not have to be repeated in case of new conditions, because the results remain valid. A disadvantage is that much detailed information is necessary for all chemical reactions which may occur. As long as this information is not available it is impossible to model the

system properly. Before all important chemical processes occurring in soils are understood on a quantitative fundamental and mechanistic basis, may take a very long time.

So it seems that there is a choice between the short term empirical approach, and long term fundamental approach. Obviously, the long term approach can not be used to help solving practical problems now. In this paper we will focus on an intermediate approach. That is to say, we aim at elucidating and modeling the main chemical processes in case of the transport of a certain substance in soil, in this case fluoride. The objective was to evaluate if a description of several main processes was adequate to approximate a predictive system for the overall behavior of fluoride for different soils. Fluoride was selected as an example substance because it is a main constituent of waste material of phosphate fertilizer production that is produced in large amounts, and because its adsorption behavior onto metal (hydr)oxides like goethite and gibbsite has recently been measured and interpreted (Hiemstra in prep.). Fluoride can become immobile by the formation of precipitates as well as by adsorption onto metal (hydr)oxides. Adsorption will be the dominating process at acidic pH-levels, while precipitation of fluoride may occur at alkaline pH and high calcium levels in the form of fluorite (CaF_2) and at near neutral pH levels in the form of fluorapatite ($\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3\text{F}$) (Elrashidi and Lindsay, 1986; Lindsay, 1979).

In the experiments, the leachate of the waste material was percolated through soils that differed in metal (hydr)oxide content and initial pH. The available reactive surface area of the metal (hydr)oxides present in the soils that is required for the calculations was estimated from the content of oxalate extractable iron and aluminum. The leachate of the waste material was alkaline with pH levels varying from pH 10 initially, to about pH 8 at the end of the experiment. The fluoride concentration of the leachate was initially about 7.5 mg L^{-1} and decreased during the experiment to 2.5 mg L^{-1} . The major cation in the leachate was calcium. For the simulations a constant composition of the infiltrating solution was used as input for the modelled soil columns. The modelled solution had a pH of 9 and a fluoride content of 4.0 mg L^{-1} . Since the binding of fluoride to metal (hydr)oxides decreases strongly with increasing pH it is important to be able to model pH breakthrough with reasonable accuracy.

MATERIALS AND METHODS

Column Experiments

The leaching experiments were performed by infiltrating synthetic rainwater, which was acidified to pH 4.5, into a column of about 50 cm of waste material. The effluent of this column was analyzed for pH and fluoride content and subsequently used as input for four columns, filled with different soils, A, B, C, D. These four different soils were primarily selected upon content of extractable iron and aluminum. Soil A contained low amounts of both metals, soil B contained a relatively large amount of aluminum compared to the amount of iron, soils C and D contained more or less equal amounts of iron and aluminum. The length of the soil columns was 0.45 m and they were filled with an amount of 1000 g of soil material. The infiltration rate was adjusted at about 1 pore volume day⁻¹, which was the slowest rate which could be adjusted accurately. The effluents from the soil columns were on line analyzed for pH. This prevented effects of evaporation of carbon dioxide on the pH measurements. In the soils also the oxalate extractable phosphate content was measured (Table 1).

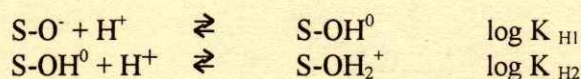
Model Calculations

Calculations of the transport and breakthrough curves of fluoride ions and protons were done with the multicomponent transport model ECOSAT (Keizer *et al.*, 1993). This model consists of a chemical module which is able to calculate the chemical speciation of components and their distribution over different species and phases. This chemical module is combined with a transport module which calculates convective and dispersive transport of the dissolved species. Both parts of the program are separated as much as possible which enables the use of more sophisticated chemical or transport modules and furthermore offers the possibility for relatively easy replacement of either of the modules by alternative versions. A disadvantage of this approach is that it can cause extra numerical dispersion, however, this drawback is diminished at the expense of some calculation time by iteration between both modules until convergence is reached.

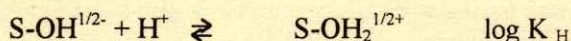
Table 1. Characteristics of soils used in column experiments.

Soil	Fe	Al	Fe+Al	PO ₄	pH
	----- mmol kg ⁻¹ -----				
A	1.23	1.26	2.49	0.43	4.2
B	1.56	15.8	17.4	1.89	6.6
C	10.7	14.9	25.6	1.12	5.0
D	23.6	19.6	43.6	5.75	5.0

The variable charge behavior of metal (hydr)oxides is most often described using a two-step protonation reaction:



However, it can be shown (Hiemstra *et al.* 1989a, b) that the groups that dominate the charging of iron and aluminum (hydr)oxides are oxygens that are coordinated to one underlying metal ion. The charging reaction for such a group is represented as:

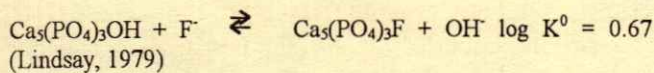


In the latter case only one proton affinity constant is required to describe the basic charging behavior. This approach was followed in here. In addition to the intrinsic binding, a double layer model is used to calculate the effect of the surface potential on the ion binding. In the ECOSAT program it is possible to choose between various double layer models. We used a combination of a Stern layer with a diffuse double layer. The Stern layer capacity used was 1.2 F m⁻² for iron (hydr)oxide and 1.1 F m⁻² for aluminum (hydr)oxide. The extension of the model to include pH dependent fluoride adsorption is based upon extensive information on binding of fluoride at different concentrations and pH values to the iron (hydr)oxide goethite and aluminum hydroxide gibbsite. These results will be published elsewhere (Hiemstra *et al.*, in preparation). The main difference between fluoride binding on iron (hydr)oxide and aluminum hydroxide is the binding at higher pH levels. For the conditions of the experiments and for the same fractional surface area, iron (hydr)oxide does not significantly adsorb fluoride above pH 6.5, whereas Al(OH)₃ may still contribute to fluoride binding up to pH 8. The

Table 2: Chemical reactions used in the chemical equilibrium model.

Solution:	
1) $H^+ + OH^- \rightleftharpoons H_2O$	$\log K^0 = -14$
2) $H^+ + F^- \rightleftharpoons HF$	$\log K^0 = 2.21$ (Lindsay, 1979)
Surface reactions with goethite:	
o-plane:	
3) $S-OH^{-1/2} + H^+ \rightleftharpoons S-OH_2^{+1/2}$	$\log K^0 = 9.7$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)
4) $S-OH^{-1/2} + F^- + H^+ \rightleftharpoons S-F^{-1/2}$	$\log K^0 = 9.3 / 7.0$ (Hiemstra, in prep.)
5) $S-F^{-1/2} + H^+ \rightleftharpoons S-HF^{+1/2}$	$\log K^0 = 7.7$ (Hiemstra, in prep.)
d-plane:	
6) $S-OH^{-1/2} + Na^+ \rightleftharpoons S-OHNa^{+1/2}$	$\log K^0 = -1.4$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)
7) $S-OH_2^{+1/2} + Cl^- \rightleftharpoons S-OHCl^{-1/2}$	$\log K^0 = -1.4$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)
Surface reactions with gibbsite:	
o-plane:	
8) $S-OH^{-1/2} + H^+ \rightleftharpoons S-OH_2^{+1/2}$	$\log K^0 = 10.0$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)
9) $S-OH^{-1/2} + F^- + H^+ \rightleftharpoons S-F^{-1/2}$	$\log K^0 = 10.7$ (Hiemstra, in prep.)
10) $S-F^{-1/2} + H^+ \rightleftharpoons S-HF^{+1/2}$	$\log K^0 = 8.4$ (Hiemstra, in prep.)
d-plane:	
11) $S-OH^{-1/2} + Na^+ \rightleftharpoons S-OHNa^{+1/2}$	$\log K^0 = 0.1$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)
12) $S-OH_2^{+1/2} + Cl^- \rightleftharpoons S-OHCl^{-1/2}$	$\log K^0 = 0.1$ (Hiemstra <i>et al.</i> , 1989b)

reactions that have been used in the modeling, together with their intrinsic binding constants are listed in Table 2. Soils that are initially at a high pH may contain the phosphate mineral hydroxy-apatite. In the presence of fluoride this mineral can be converted into fluorapatite according to the following reaction:



Fluorapatite has a very low solubility at near neutral pH levels. The maximum amount of fluoride that can be bound by this process can be derived from the phosphate content of a soil, if it has a near neutral pH.

For the calculations it was assumed that the affinity constants as determined for goethite and gibbsite could be used to model the reaction of fluoride with iron (hydr)oxide and aluminum oxide as present in the soils. The site densities of the reactive groups were taken as 6.0 sites nm^{-2} for iron (hydr)oxide and 8.12 sites nm^{-2} for $Al(OH)_3$. The reactive surface area in the soil was estimated from the content of oxalate extractable iron and aluminum. To convert $mmol\ kg^{-1}$ to $mm^2\ kg^{-1}$ we used 21.6 $m^2\ mmol^{-1}$ for Fe and Al. For iron this corresponds with 240 $m^2\ g^{-1}$ goethite, for aluminum this corresponds with 288 $m^2\ g^{-1}$ $Al(OH)_3$. The calculations were carried out with an imaginary column of 0.45 m length discretized in 45 layers, a flux

density of 0.03 $m\ day^{-1}$ (resulting in 1 pore volume day^{-1} , with a porosity of 0.33). The estimated dispersivity was 0.05 $m^2\ day$. The composition of the infiltrating solution was chosen as follows, a pH of 9, a fluoride concentration of 0.2 mM (3.8 $mg\ F\ L^{-1}$), a total salt concentration of 0.01 M. The columns were initially homogeneous and contained iron (hydr)oxide and aluminum oxide as reactive material. The initial pH of the column was selected equal to the pH of the corresponding soil.

RESULTS AND DISCUSSION

Using the chemical model it is possible to calculate the number of pore volumes that would be required to get a complete breakthrough of the fluoride in the model columns under the assumption of a constant buffered pH. The results for the various soils at a fluoride concentration of 4 $mg\ L^{-1}$ are given in Figure 1, as a function of the pH.

For low pH levels, the calculated retardation in the four soils is different and is related to the amount of total extractable iron and aluminum. Above pH 6, the curves for soils B and C start to merge. This is caused by the fact that iron (hydr)oxide adsorbs virtually no fluoride above this pH. Since for these soils their content of reactive aluminum is more or less the equal, the calculated retardation for fluoride is quite similar notwithstanding the large difference in extractable iron

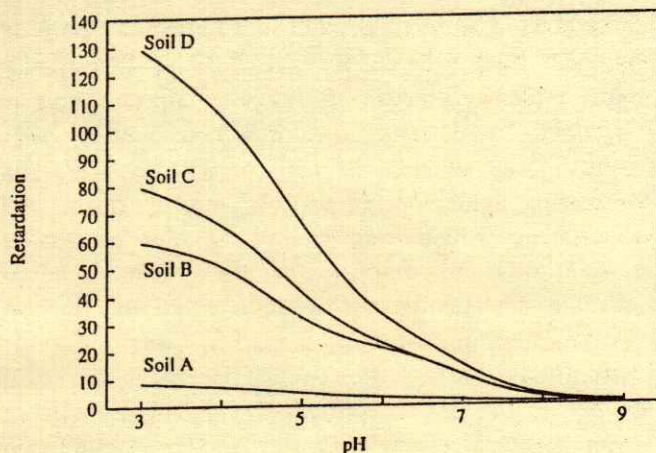


Figure 1. Calculated retardation of 4 mg L^{-1} fluoride in the four soils used in the experiments as a function of pH.

content. These calculations show the sensitivity of the mobility of fluoride for the pH as well as the oxide content of the soil. Whereas the oxide content of soils is a more or less conservative parameter, the pH is not. In case of infiltration of the soil with a solution which has a higher pH than the soil, which was the case in the experiments, and is likely to happen in case of application of alkaline waste material on the soil surface, the pH of the soil will also increase. Due to the fact that the adsorption of fluoride releases hydroxyl ions, an increase of the pH may also occur when the infiltrating fluoride containing solution has the same pH as the soil solution. Such processes make it necessary to model the adsorption of fluoride as well as the adsorption of protons, and the interaction between the adsorption of both ions.

Observed pH Breakthrough

The experiments show that the pH increases after several pore volumes to a pH level between 6.5 and 7.5 (Figures 2a and 2b). It is remarkable that this pH level is more or less the same in all the soils although these soils have rather different compositions. The fact that the pH plateaus to a pH around 7 and does not increase directly to the considerably higher pH of the infiltrating solution is due to the multicomponent character of the transport process, which leads to the development of several fronts in the breakthrough curves. Eventually the pH of the effluent will increase further and will reach the pH of the influent. The results are not so easy

to analyze because both the input pH and fluoride concentration decrease slowly during the experiment.

Observed Fluoride Breakthrough

If we look at the breakthrough of pH and fluoride as observed in the leaching experiments, it is clear that there is a wide range in the amount of pore volumes leaching necessary to obtain complete breakthrough of fluoride. The observed breakthrough times range from only several pore volumes in case of soil A to up to

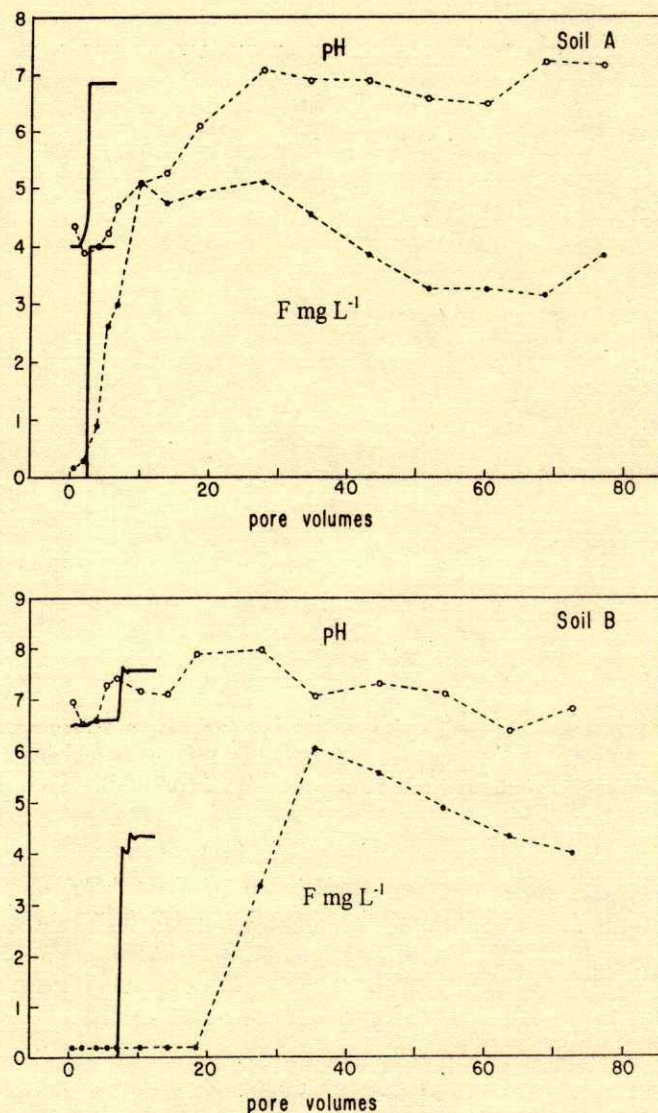


Figure 2a. Concentrations of fluoride and pH as a function of flushed pore volumes in soils A and B. Solid lines represent model calculations, dotted lines connect measured values.

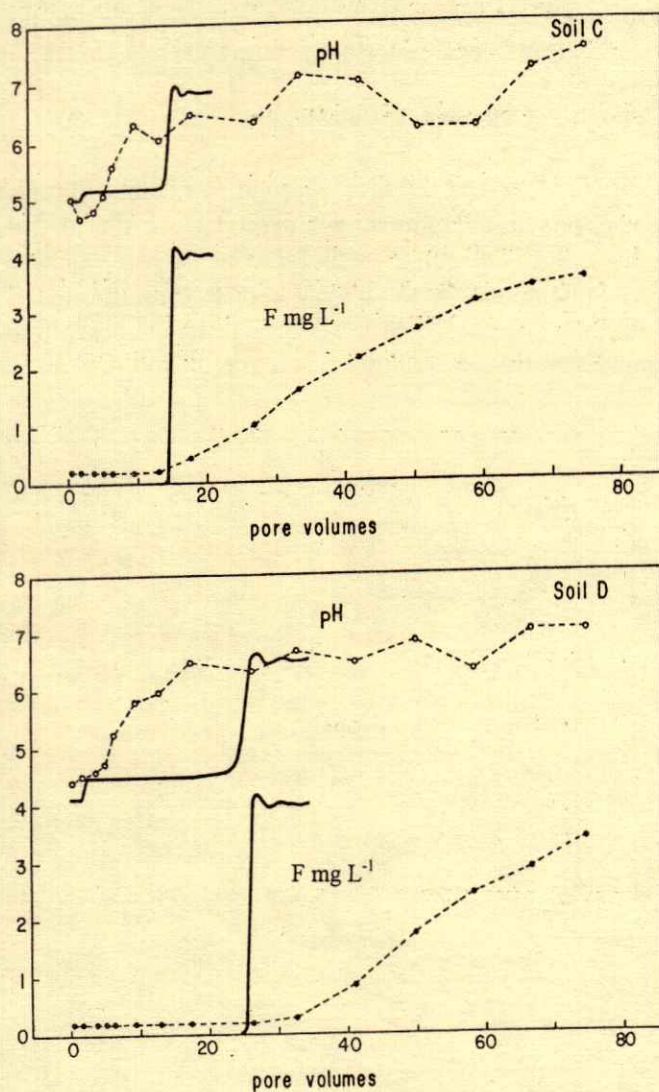


Figure 2b. Concentrations of fluoride and pH as a function of flushed pore volumes in soils C and D. Solid lines represent model calculations, dotted lines connect measured values.

more than 50 pore volumes in case of soil D. The binding capacity of soils appears to be more influenced by the total metal oxide content of the soil than by the initial pH. The most rapid breakthrough is observed in case of the soil with the lowest oxide content, in the soil with the highest metal oxide content the strongest retardation of fluoride can be observed. As we will show for the model results, in fact the position of the first fluoride front is determined by the pH level that is established after the first pH front, i.e. pH around 7. For these conditions the retardation is therefore fully determined by the reactive aluminum hydroxide in the soils, since iron (hydr)oxide does not significantly

contribute to the fluoride binding around pH 7 for these soils. The breakthrough of fluoride in soil A is relatively steep, whereas for soils B, C and D a (much) more gradual decrease in fluoride concentration is observed. The decrease in fluoride concentration after twenty pore volumes in soil A is caused by the decreasing input concentration of fluoride during the experiment, which was caused by the decreasing concentration of fluoride in the waste material leachate. The relatively slow increase of the fluoride concentration for soils B, C and D, where fluoride breakthrough started after twenty pore volumes, could be due to the decrease in input pH and decrease in input fluoride concentrations. Another explanation could be relatively slow sorption kinetics.

Model Results

When we consider the results of the model calculations first of all the calculations show that the position of the fluoride breakthrough corresponds with the position of the pH fronts. This coincidence is expected from multicomponent transport theory. The pH level of the plateau (pH between 6.5 and 7.5) in the model calculations is quite close to the level that is experimentally observed. The moment at which the pH starts to rise in the model calculations is in most cases much later than observed in the experiments. The reason for this is at present not fully understood. A possible cause might be that the initial pH values in the experiment were significantly higher than the value used in the calculations (10.3 versus 9.0).

For all the soils the calculated moment of the fluoride breakthrough occurs too early when compared with the experimental results. This might be an indication that the estimated value for the specific surface area of the metal (hydr)oxides is too low. If the specific surface areas of both (hydr)oxides are chosen twice as high as in our initial estimations, then the positions of the calculated fluoride breakthrough curves with all soils would correspond much better with the experimental results. Such a higher specific surface area is still physically realistic, considering that the ammonium oxalate extraction extracts the amorphous fraction of the metal (hydr)oxides which is expected to have a very high specific surface area. The position of the pH front will shift alongside with the fluoride front, whereas the pH at the plateau will not be affected by the change in the specific surface area.

The retardation in soil B which initially has a near neutral pH, may be affected also by the formation of fluorapatite. The maximum additional retardation caused by this process can be estimated from the phosphate content of this soil and is equal to about 15 pore volumes.

CONCLUSIONS

The coupled transport problem of fluoride and hydroxyl ions and protons in soils leads to the occurrence of at least two fronts. For the experimental conditions for fluoride only one front is observed, whereas it is clear from the pH in the effluent that at least two fronts should occur. Both fronts would also have been observed experimentally if the column experiment would have been extended long enough. Prediction of fluoride retardation neglecting the multi-component character, and simply using the estimated sorption capacity for the input fluoride concentration and the initial pH of the soil will lead to an enormous overestimation of the retardation. It turns out that for all soils the pH at the moment of fluoride breakthrough is very similar and around 7, although the initial soil pH values and the soil characteristics are very different. The simplified model approach is in this respect in excellent agreement with the experimental results.

The results show that it is possible to predict the moment of the average fluoride breakthrough for quite different soils, using an estimated constant reactive surface area per mole of oxalate extractable iron and aluminum, in combination with an adsorption model and adsorption constants that are derived from adsorption studies for crystalline metal (hydr)oxides. This approach not only reduces the amount of experimental data necessary for this kind of modeling, but it also contributes much to the general

understanding of transport processes and sensitivity of the results for different parameters. An advantage of the followed approach is that it is relatively easy to extend the modeling for other ions of interest.

ACKNOWLEDGMENT

This work was financially supported by the Dutch Ministry of Public Health, Physical Planning and Environmental Protection (VROM).

REFERENCES

- Elrashidi, M.A. and W.L. Lindsay. 1986. Chemical equilibria of fluoride in soils: A theoretical development. *Soil Science* 141 (4): 274-279.
- Hiemstra, T., W.H. van Riemsdijk, and G.H. Bolt. 1989a. Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydro)oxides: A new approach. I Model description and evaluation of intrinsic binding constants. *Journal of Colloid and Interface Science* 133 (1): 91-104.
- Hiemstra, T., W.H. van Riemsdijk, and G.H. Bolt. 1989b. Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr)oxides: A new approach. II Application to various important (hydr)oxides. *Journal of Colloid and Interface Science* 133 (1): 105-117.
- Keizer, M.G., J.C.M. de Wit, J.C.L. Meeussen, W.J.P. Bosma, M.M. Nederlof, P. Venema, V.C.S. Meeussen, W.H. van Riemsdijk, and S.E.A.T.M. van der Zee. 1993. ECOSAT, A computer program for the calculation of chemical speciation and transport in soil-water systems, Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Lindsay, W.L. 1979. *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons, New York.
- Scheidegger, A., C. Bürgisser, M. Borkovec, H. Sticher, J.C.L. Meeussen, and W.H. van Riemsdijk. Convective transport of acids and bases in porous media. Submitted for publication in *Water Resources Research*.
- Wenzel, W.W. and W.E.H. Blum, 1992. Fluorine speciation and mobility in F-contaminated soils. *Soil Science* 153 (5): 357-364.

ANALYSIS AND BEHAVIOR OF CHROMIUM IN SOILS

Análisis y Comportamiento del Cromo en Suelos

S. Cram¹, R.W. Fischer², and M. Gutiérrez Ruiz¹

SUMMARY

A laboratory study was conducted to measure the influence of pH and the organic matter content on the Cr(VI) reduction in soils. Differential pulse polarography was used to determine Cr(VI) in soil extracts. The extraction of Cr(VI) was carried out with Tris-NaOH at pH 13. This method is suitable to determine Cr(VI) in organic soils. The results indicate that high organic matter content and low pH favor the reduction, but under alkaline conditions the Cr(VI) persists long time in the soil to be transported into the groundwater.

Index words: Speciation, Cr(VI), polarography.

RESUMEN

Se utilizó la polarografía diferencial de impulsos para determinar Cr(VI) en extractos de suelo. Como extractante se usó Tris-NaOH a pH 13. Representa un método adecuado para determinar Cr(VI) en suelos orgánicos. También se estudió la influencia del pH y del contenido de materia orgánica sobre la reducción de Cr(VI) en suelos. Los resultados indican, que contenidos altos de materia orgánica y valores de pH ácidos, favorecen la reducción. Sin embargo, en suelos alcalinos el Cr(VI) puede permanecer el tiempo suficiente para ser transportado a través del perfil.

Palabras clave: Especiación, Cr(VI), polarografía.

INTRODUCTION

The background for this work was the interest in the environmental consequences of the solid waste

¹Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 20-850. 01000 México, D.F.

²Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Hannover, Germany.

Aceptado: Abril de 1996.

disposal containing soluble Cr(VI) on topsoils deposited by a chromate processing industry in the State of Guanajuato in Mexico (Gutiérrez *et al.*, 1986).

There are many concerns about the understanding of the behavior of heavy metals in the environment, and there are many unanswered questions on the transformation of chromium species in soils.

Under the conditions generally occurring in topsoils, two different oxidation levels of chromium may exist: Cr(III) and Cr(VI). Due to their different basicities, Cr(III) occurs in cationic form at moderate or low pH, whereas Cr(VI) forms oxianions. The soluble species are HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ and CrO_4^{2-} (Salem, 1989).

An important reaction that controls the behavior of chromium in the soil is the reduction of Cr(VI) to Cr(III) by organic matter (Bartlett and James, 1988). This reaction has a beneficial effect since the potential hazards to human health are lowered: Cr(III) is assumed to be not toxic (Korallus, 1986) and precipitates in most of the soils forming sparingly soluble species; chromate (VI) is toxic and is suspected to be carcinogenic (Langard, 1989). The intent of this study was to develop a methodology that allows the extraction and determination of the different chromium species in soils along with each other. Furthermore, this study concerns the influence of pH and organic matter on the Cr(VI) reduction kinetics.

MATERIALS AND METHODS

Soils

Eleven soil samples were chosen that cover a broad range of pH (3.1 to 7.2) and organic matter content (0.3 to 52.2 %). The pH of various soil samples were equilibrated for 42 h between 5.5 and 7.8. A sample of humic acid (sodium salt from Aldrich [1415-93-6]) was included to verify that the shape of the polarographic wave is due to the organic matter present in the soil extract and also to compare the results of the reduction experiments.

Extraction Method

The soil extracts were obtained by shaking 2 g of soil 12 h with 0.2M Tris (Tris (hydroxymethyl) (aminomethan) adjusted with NaOH to pH 13. After having centrifugated and decanted, the extract was made up to 100 mL. The extraction with Tris at pH 13 yields a recovery of 98.8 to 99.5 %.

Cr(VI) Determination

Differential pulse polarography (DPP) was used to quantify Cr(VI) in soil extracts (Metrohm Polarecord E626). The supporting electrolyte was 0.1M NaOH, with an effective voltage range of 0.00V to -2.10 V. The classic arrangement of three electrodes was adopted: mercury dropping as working electrode, Ag/AgCl/KCl (3M) as reference electrode and platinum as a counter electrode. Total chromium was measured with AAS.

A millilitre of soil extract was added to the polarographic cell with 20 mL of 0.1M NaOH and deoxygenated for 4 min using high purity nitrogen. A DP polarogram was then recorded over the voltage range from -0.5 to -1.6V (scanning rate = 10mV^{-1} ; pulse amplitude = -10mV; drop time = 0.5s). The method of standard additions was used and the chromate concentrations were measured with a Zeiss Morphomat 30, based on the area below the reduction wave from -1.3V to -0.7V towards the limiting current (baseline).

Titration Curves

The titration curves were made to analyze a possible interaction between the organic matter and Cr(VI) during the polarographic determination, since the complex may influence the polarographic signal.

Cr(VI) Reduction

The rate studies have been carried out using batch experiments at room temperature (20 to 22 °C), varying the pH and the organic matter content. The soil was mixed with a Cr(VI) solution (2.5×10^{-3} M), swirled and extracted after various time periods (from 0 to 500 hours).

RESULTS AND DISCUSSION

Cr(VI) Extraction and Polarographic Determination

The extraction of chromium from soils with Tris at pH 13 and the DPP represents an effective and reliable method for quantifying Cr(VI) without inducing the reduction of Cr(VI) during the analytic determination, as is the case with the diphenylcarbazide method if soluble organic matter is present.

Cr(VI) is electroactive over a wide range of pH; this represents an advantage that allows the selection of the experimental conditions to avoid a change in the oxidation state of chromium. Therefore 0.1M NaOH was selected as supporting electrolyte.

The polarographic wave obtained for the Cr(VI)/Cr(III) system was a simple reduction wave. It is an irreversible three electron reaction. The peak potential for Cr(VI) appears at -1.12V. This typical DP polarogram for Cr(VI) changes when dissolved organic matter (DOM) is present in the extraction solution. A second peak appears at -0.9V and the Cr(VI) peak decreases, which disturbs the relationship between the measured polarographical signal and the free metal concentration. Therefore the chromate concentration was correctly measured based on the area below the two peaks formed (Figure 1).

This behavior of Cr(VI) at the mercury electrode led us to suppose that it is due to a complex formed between the organic matter and the Cr(VI). The polarographic titration gives evidence of such a complex formation at the electrode. The peak potentials shift slightly to more negative values. With successive additions of Cr(VI) to a DOM solution, the variation of the height of the free Cr(VI) peak versus time is significant. Simultaneously, the peak height at -0.9V decreases.

The plot of the Cr(VI) peak height vs. concentration in Figure 2 shows, a reduced slope in the initial part of the curve, an intermediate region, and finally an increase of the slope. According to Van Leeuwen (1979) at least one type of complex is formed. This was done also for an humic acid extract with the same results.

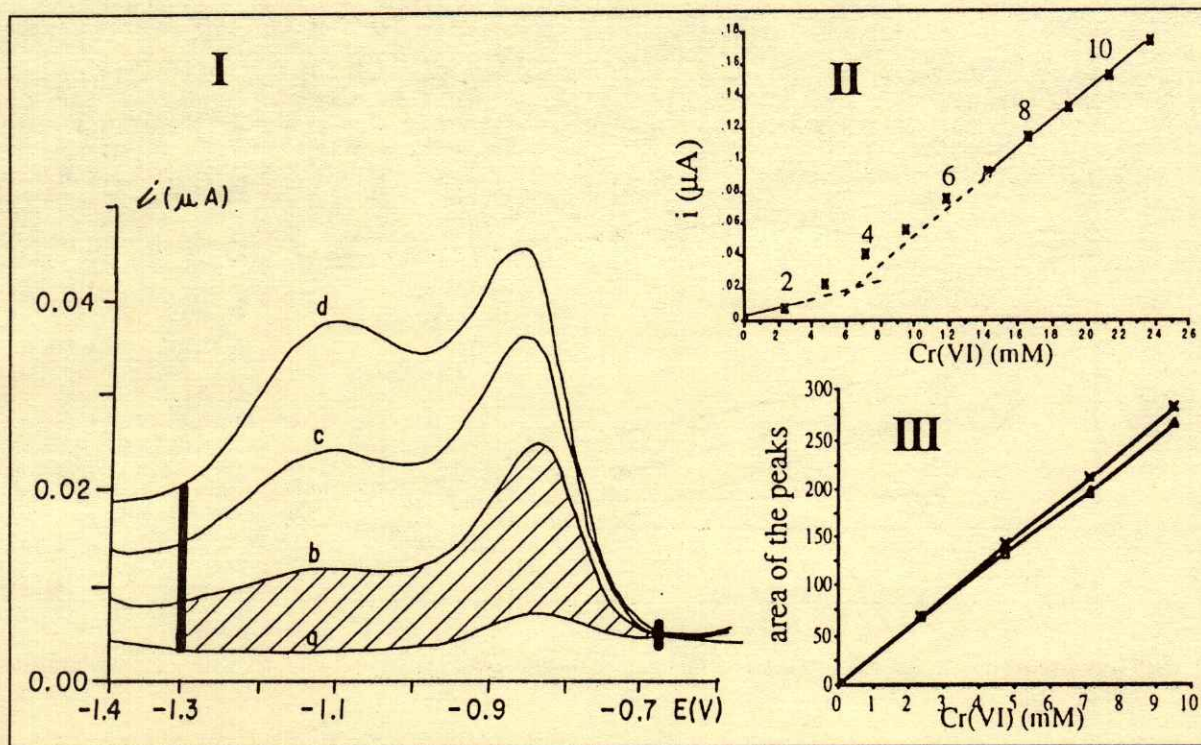


Figure 1. I) Polarographic response after increasing additions of Cr(VI) (each addition 5×10^{-6} M) to the polarographic cell containing 0.1M NaOH and soil extract with DOM. a: baseline; b, c and d: Cr(VI) standard addition. The concentration of Cr(VI) was measured based on the area below the reduction wave from -1.3 to -0.7V towards the limiting current (hatching area). II) Plot of peak height as a function of added Cr(VI). III) Plot of the limiting current measured as the area of the two peak vs Cr(VI) concentration showing a linear relationship (two repetitions).

Reduction of Cr(VI)

Results from batch experiments show as expected that the pH and the organic matter content of the soil play a significant role in the reduction of Cr (VI) to Cr (III).

The reduction capacity of the different soil samples is shown in Figure 3. The differences between the soil samples with high organic matter content and the soil samples with low content can be clearly observed. High organic matter contents and low pH values favor the reduction.

CONCLUSIONS

DPP with 0.1M as supporting electrolyte enables the identification of chromium (VI) in a strong alkaline medium such as needed to extract chromium from soils. It represents an effective method to determine chromium without reduction of Cr(VI).

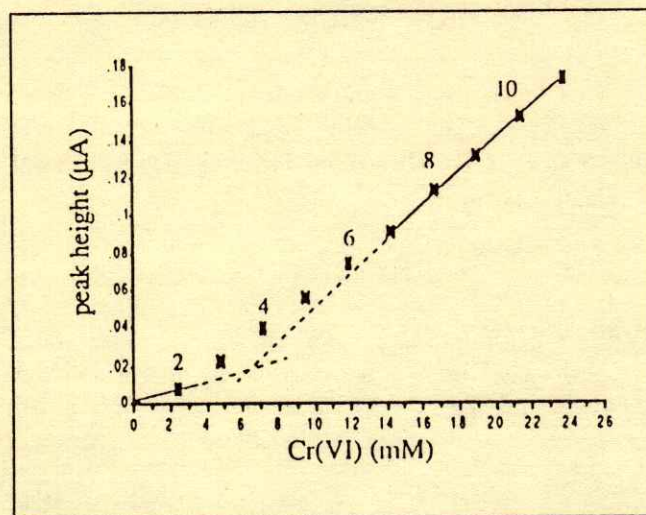


Fig.2. Polarographic titration curve to study the complex formation of Cr(VI). Successive additions of Cr(VI) in an aqueous solution containing DOM: 1) Electrolyte + DOM; 2) 2.38 mM Cr(VI); 3) 4.76; 4) 7.14; 5) 9.52; 6) 11.9; 7) 14.28; 8) 16.66; and 9) 19.04.

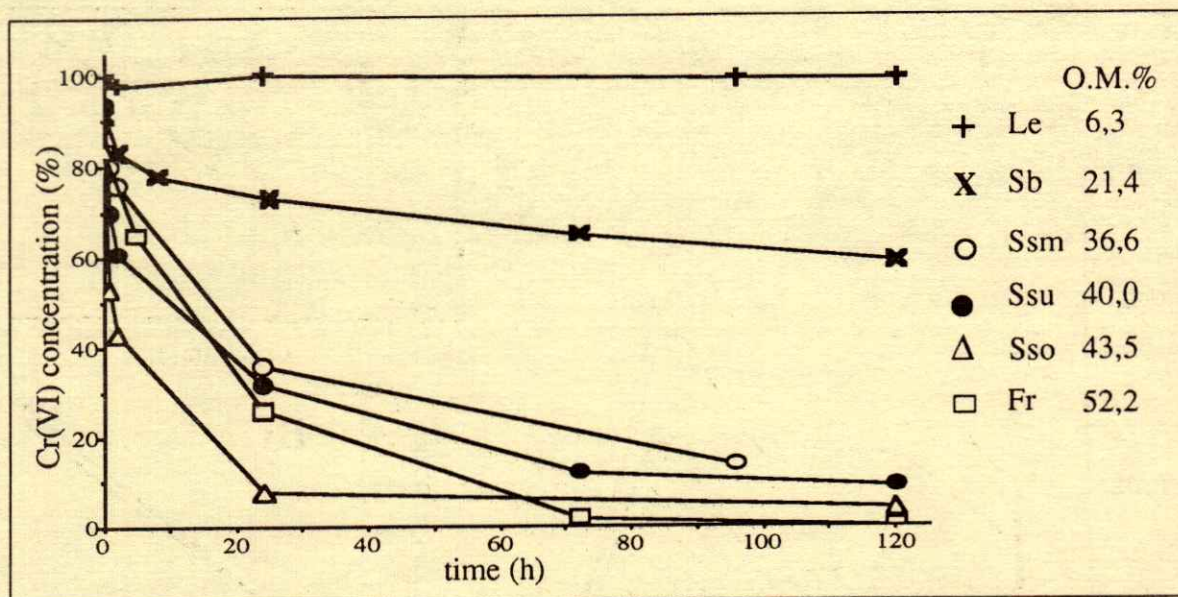


Figure 3. Cr(VI) concentration in the soil extract as a function of time, comparing six soil samples with different organic matter content ($2.5 \times 10^{-3} \text{ M} = 100 \%$).

The present work shows that Cr(VI) is reduced by the organic matter present in the soil. However, in the alkaline soils found in León, Guanajuato ($\text{pH} = 7.2$; $\text{OM} = 6.3 \%$) the Cr(VI) persists enough time in the soil to be transported into the groundwater.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by a grant of DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst) and DGAPA (UNAM-Dirección General de Apoyo al Personal Académico).

REFERENCES

- Bartlett, R.J. and B.R. James. 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils. pp. 267-304. *In*: Niagru, J.O. and E. Nieober (ed): Chromium in the natural and human environments. Wiley and Sons, New York.
- Boyco, S.L. and D.M.L. Goodgame. 1986. The interaction of soil fulvic acid and chromium (VI) produces relatively long-lived, water soluble Cr(V) species. *Inorg. Chim. Acta* 123: 189.
- Cram, S. 1995. Reduktion von Chromat (VI) in humosen Böden. Dissertation Universität Hohenheim, Germany.
- Flores-Velez, L.M., M.E. Gutiérrez-Ruiz, O. Reyes-Salas, S. Cram, and A. Baeza-Reyes. 1995. Speciation of Cr(VI) in soil extracts by polarographic methods. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 61: 177-187.
- Gutiérrez, R.M., B.S. Castillo, and A. Rosales. 1986. Chromate contamination North of Mexico City: Proposal of solution. UNEP. Industry and Environment. Jan/Feb/Mar.
- Korallus, U. 1986. Chromium compounds: Occupational health, toxicological and biological monitoring aspects. *Toxicol. Environ. Chem.* 12: 47-59.
- Langard, S. 1989. Basic mechanisms of the carcinogenic action of chromium: Animal and human data. *Toxicol. Environ. Chem.* 24: 1-17.
- Salem, H. 1989. The chromium paradox in modern life. *The Science of the Total Environment.* 86: 1-3.
- Van Leeuwen, H.P. 1979. Kinetic classification of metal complexes in electroanalytical speciation. *J. Electroanal. Chem.* 99: 93-102.
- Wetterhahn, J. 1982. Microsomal reduction of the carcinogen chromate produces chromium (V). *J. Am. Chem. Soc.*, 104: 874-878.

DISTRIBUCION DE LA ACUMULACION DE CARBONATO DE CALCIO EN LA LLANURA COSTERA DE COLIMA

Calcium Carbonate Distribution in the Coastal Plains of Colima

Octavio Pérez-Zamora¹

RESUMEN

En Colima, el problema de alcalinidad se ha abordado mediante la evaluación de portainjertos de cítricos tolerantes a carbonato de calcio; sin embargo, el potencial de otros portainjertos está subutilizado porque se desconoce la distribución horizontal y vertical del carbonato de calcio. El objetivo del presente trabajo fue obtener una primera aproximación de la ocurrencia de carbonatos en suelos de la Llanura Costera de Colima. Durante 1995 se muestrearon (806 sitios) 20 200 ha de terreno agrícola con riego. Los resultados mostraron que el área afectada por alcalinidad (63 %) es considerable. Sin embargo, puede representarse en mapas y base de datos que contribuyan a seleccionar áreas apropiadas para el establecimiento de cultivos sensibles a carbonato de calcio en el suelo. La distribución horizontal parece estar relacionada con la fuente de materiales calizos, erosión y transporte lateral de los carbonatos; mientras que la distribución vertical, además de los factores anteriores, con la cantidad de precipitación y ubicación topográfica de los sitios. El contenido (%) de carbonato de calcio en el subsuelo mostró alta correlación con el contenido de carbonatos y materia orgánica en la capa arable, la textura y conductividad eléctrica del suelo y subsuelo.

Palabras clave: Alcalinidad, calizas, transporte horizontal y vertical, portainjertos, cítricos.

SUMMARY

In soils of the Colima Coastal Plain the calcium carbonate distribution is unknown. To obtain a first approximation, a study was carried out during 1995 in 20 200 hectares of the best land of the region, where citrus, mango and vegetable crops are important cash

¹ Investigador en el Programa de Cítricos. Campo Experimental Tecomán. Apartado Postal 104, 28000 Colima, Col., México.

Aceptado: Enero de 1997.

crops. In a horizontal grid 500 by 500, 806 points were sampled. The diversity of soils mapped within the study area reflects variations in parent material and topography. Soil physical and chemical properties were measured in 30 cm increments to 90 cm depth, and soil profile observations were done at specified locations. High variation, both lateral and vertical, was observed. The former appears to be related with parent material, lateral enrichment and erosion transport of carbonates; while vertical distributions of carbonates with the amount of rainfall and topography of the site. Calcium carbonate (%) in the subsoil showed high correlation with soil texture, electrical conductivity, organic matter, and calcium carbonate content in the soil surface. Findings also showed that a soil map of calcium carbonate distribution can be used for selecting the most appropriate sites for planting.

Index words: Limestone, rootstock, horizontal and vertical transport, alkalinity, citrus.

INTRODUCCION

El conocimiento de las características y distribución de los suelos es pre-requisito en la aplicación de tecnología apropiada así como para predecir su manejo (Harden y Taylor, 1983; McFadden y Weldon 1987; Pérez-Zamora, 1992). Sin embargo, en el estado de Colima la información edáfica es fragmentaria e incompleta; esto limita el establecimiento de vínculos entre las características de los suelos y los principales sistemas de producción agrícola de la región (Pérez-Zamora, 1992; SPP, 1981).

Lo anterior es crítico en la región dada la importancia nacional e internacional que el estado de Colima tiene como productor y exportador de frutas cítricas, mango y hortalizas. Colima es el principal productor (234 535 t año⁻¹) de limón mexicano [*Citrus aurantifolia*, (Christm) swingle] en el país y a nivel mundial (Medina *et al.*, 1993); también es de los principales exportadores de mango (*Manguifera*

indica) y de melón (*Cucumis melo* L.) redado del país (Orozco *et al.*, 1994).

En Colima, como en otras partes del país, el potencial y la respuesta de los cítricos, mango y melón guarda relación con las propiedades que la acumulación de carbonato de calcio imparte a los suelos donde se establecen (Medina *et al.*, 1993; Pérez-Zamora, 1995). En esta región, se estima que en dos terceras partes de la superficie agrícola de riego los suelos son pobres en P y tienen valores de pH de 7.8 a 8.2 en la capa superficial; esta condición afecta negativamente el establecimiento, desarrollo y producción de los árboles frutales y de las hortalizas (Pérez-Zamora *et al.*, 1994).

En el caso de cítricos, el problema de alcalinidad se abordó mediante la evaluación de portainjertos tolerantes a carbonatos de calcio (Medina, 1994; Medina *et al.*, 1993). Sin embargo, debido a que se desconoce la distribución horizontal y vertical del carbonato de calcio en el perfil del suelo, el potencial de producción y tolerancia a enfermedades potencialmente peligrosas está subutilizado (Pérez-Zamora *et al.*, 1994; 1995). Los portainjertos recomendados para limón mexicano, tolerantes a carbonato de calcio en el suelo, tienen la desventaja de ser altamente susceptibles a la enfermedad denominada "tristeza de los cítricos". Las estimaciones indican que de entrar al país dicha enfermedad, la actividad citrícola se desplomaría (Orozco, 1994).

Por otra parte, la utilización de portainjertos tolerantes o resistentes a tristeza de los cítricos pero sensibles a suelos con acumulación de carbonato de calcio en el suelo, puede representar alternativas de optimización suelo-planta; esto es factible al seleccionar aquellas áreas de la llanura costera que no presenten acumulaciones (< 15.0 %) de carbonato de calcio que afecten negativamente el establecimiento, desarrollo y producción de los cítricos.

En la región, también se ha evaluado la aplicación de mejoradores del suelo, tanto químicos como orgánicos, y quelatos de Fe y Zn en hortalizas. Los resultados han sido positivos y económicamente factibles (Pérez-Zamora, 1995; Pérez-Zamora *et al.*, 1994); sin embargo, actualmente su utilización no parece interesar a productores ni agencias de investigación y desarrollo.

En síntesis, dado que el potencial de uso y respuesta de los cultivos guarda relación con las

propiedades que la acumulación de carbonato de calcio imparte al suelo, el objetivo del estudio fue obtener una primera aproximación de la distribución horizontal y vertical de dicho carbonato en suelos de la llanura costera de Colima, y como objetivo complementario que la publicación de la información sensibilice a aquellas personas relacionadas con las tomas de decisión de operativa agrícola.

MATERIALES Y METODOS

Localización del Area de Estudio

El presente trabajo se efectuó durante 1995 en la Llanura Costera del estado de Colima (Figura 1); el área de estudio son 20 200 ha de terreno de uso agrícola y con disponibilidad de agua para riego. El municipio de Tecmán se localiza en la porción sureste del estado de Colima, entre las coordenadas 18° 41' 08" y 19° 06' 00" de latitud norte y 103° 36' 57" y 103° 58' 20" de longitud oeste (INEGI, 1991). El área de trabajo se ubicó en la Provincia Sierra Madre del Sur, Subprovincia de las Sierras de Jalisco y Colima; a la zona le denomina "La Costa" y a la topografía se le conoce como "La Llanura Costera con Delta y Llanura Costera con Laguna Costera".

Geología

De acuerdo con las cartas geológicas a escala 1:250 000, elaboradas por SPP en 1981 e INEGI en 1991, los eventos geológicos que formaron las rocas que afloran en el municipio de Tecmán indican un intervalo en el tiempo geológico del Mesozoico al Cenozoico. Durante el Mesozoico el ambiente de depósito incluyó andesita, caliza, caliza con yesos, caliza con lutitas y lutita con areniscas. Para el inicio del Cretácico superior, el levantamiento y plegamiento del área contribuyó con más aporte terrígenos a la cuenca, que ocasionó intercalaciones de caliza con lutita, lutita con arenisca y arenisca con conglomerado; los afloramientos al norte y noreste constituyen los Cerros de Caleras, San Miguel y Cubilete. Durante el período Cuaternario se depositó en la mayor parte del municipio material aluvial, así como depósitos locales de suelos de origen lacustre (Pérez-Zamora, 1992; SPP, 1981).

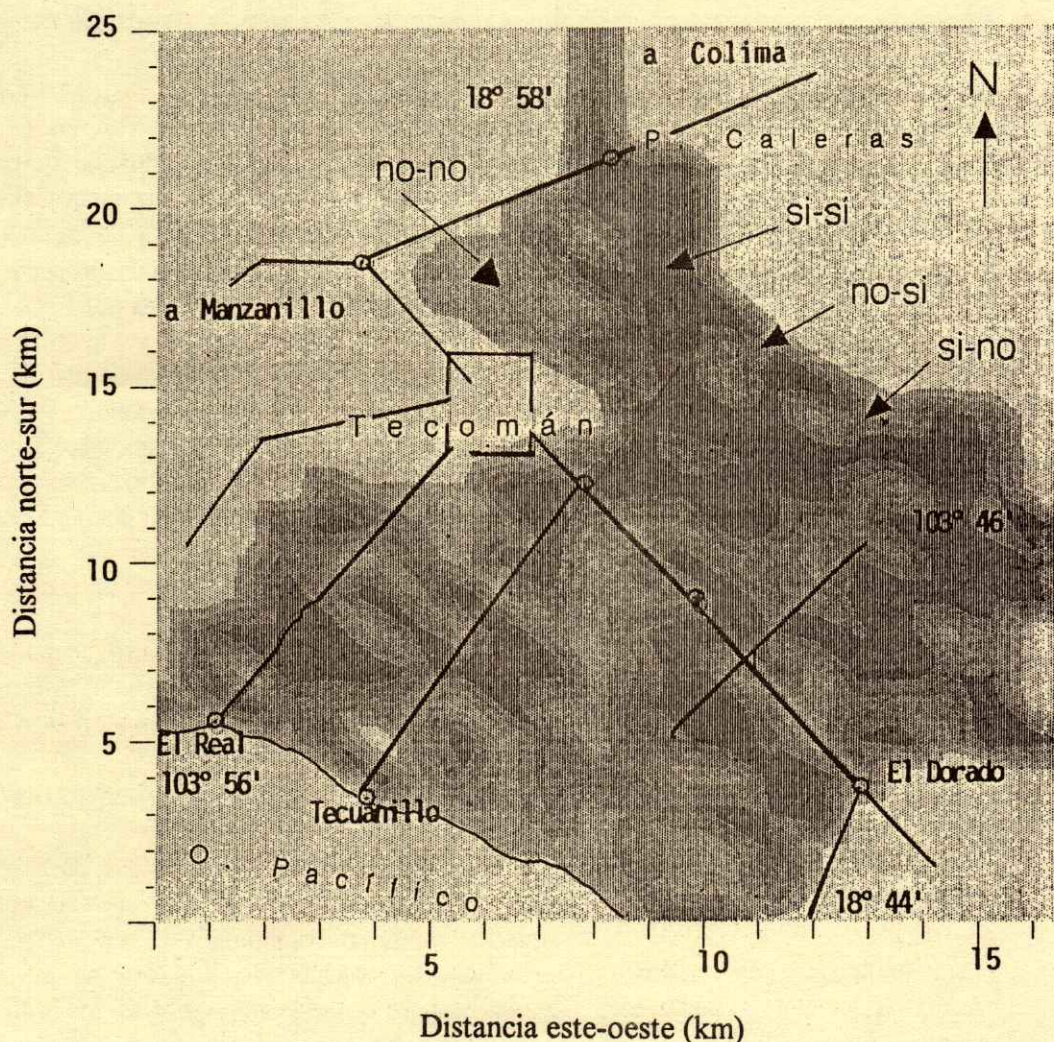


Figura 1. Distribución horizontal y vertical de carbonato de calcio en el suelo. Llanura Costera de Colima.

Las indicaciones no-no, si-si, no-si y si-no se refieren a la presencia de carbonato en el suelo a las profundidades 0 a 30 y 30 a 60 cm, respectivamente.

Suelo del Area de Estudio

El estudio de reconocimiento más reciente (SPP, 1981) divide al municipio en seis unidades de suelo, y sus principales asociaciones de mapeo reconocidas en mapas a escala de 1:50 000 son Kastañozem háplicos + Phaeozem háplicos y mólicos, Kastañozem háplicos + Fluvisoles calcáricos, Phaeozem háplicos + Regosoles éutricos, Xerosoles cálcicos + Kastañozem háplicos, Chernozem háplicos + Kastañozem háplicos. El mapa resultante implica que los suelos son uniformes dentro de sus delimitaciones, pero no permiten detectar toposecuencias de suelos de acuerdo con su posición geomorfológica (Pérez-Zamora; 1992).

Climatología

En el municipio predominan dos subtipos de clima, Cálidos subhúmedos y Secos; la precipitación se incrementa hacia el sur del municipio. La temperatura media anual es 26 °C, sin embargo, en el clima Cálido subhúmedo la oscilación térmica entre el invierno y el verano es menor que 5 °C, mientras que en el clima Seco la oscilación térmica varía entre 5 y 7 °C (INEGI, 1991). El régimen de temperatura puede considerarse isohipertérmico y el de humedad como Ustico (Newhall, 1972; Pérez-Zamora, 1993).

Ubicación de Sitios de Muestreo

La base consistió de cuadrícula 500 x 500 m trazada sobre mapa de suelos escala 1:50 000 (SPP, 1981), que generó un total de 806 sitios; cada punto de muestreo se ubicó en el vértice superior derecho del mapa. La localización de las coordenadas calculadas se estimó en el terreno con posicionador geográfico (GPS) modelo Ensign XL GPS de *Trimble Navigation*, Austin Texas, cuando se estabilizaba la lectura; esto último ocurrió al recibir la señal de 7 a 9 satélites. Cuando el punto determinado coincidía con un obstáculo natural o artificial, el sitio real se muestreaba de 75 a 100 m de dicho obstáculo, y se registraban las nuevas coordenadas.

Muestreo de Suelos

En cada uno de los puntos se excavó un pozo, con pala, de 60 cm de profundidad y, posteriormente con barrena se muestreó hasta la profundidad de 1.2 m o presencia de estrato endurecido y/o manto freático. Las muestras para análisis físicos y químicos de suelos correspondieron a las profundidades de 0 a 30 y de 30 a 60 cm. En campo se determinó textura al tacto (Thien, 1979), color de suelo en húmedo, consistencia en seco húmedo y mojado (Bridges, 1990; WRBSR, 1994), carbonato de calcio (Holmgren, 1973; Soil Survey Staff, 1992); la estructura del suelo se observó sólo a la profundidad de 60 cm (Climo, 1982).

Análisis de Laboratorio

El análisis mecánico del suelo se realizó por el método del hidrómetro después de dispersar el suelo con hexametáfosfato de sodio (Day, 1965). La materia orgánica con el procedimiento modificado Walkley-Black (Schnitzer, 1982). El pH se midió en una proporción 1:1 suelo/agua (McLean, 1982). El carbonato de calcio como lo reporta Enríquez (1987) y la conductividad eléctrica como lo describen Chavira y Castellanos (1987).

Estadísticos Utilizados

Las estadísticas descriptivas, análisis de correlación y regresión se efectuaron mediante la utilización del programa COHORT3 (Berkeley, Ca).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Figura 1 se muestra la distribución (n=806) horizontal y vertical (0 a 30 y 30 a 60 cm de profundidad) de la acumulación de carbonato de calcio en suelos de la Llanura Costera de Tecomán Colima. Los resultados de la superficie (63 %) de suelo afectada con carbonato de calcio están en concordancia con las estimaciones preliminares realizadas por Pérez-Zamora *et al.* (1995); sin embargo, en el presente estudio las estimaciones son de naturaleza cuantitativa, ya que los valores críticos (> a 8.5 %) corresponden al comportamiento observado en cítricos, mango y hortalizas en la región. Para facilitar la presentación se agrupó la presencia de carbonatos en el perfil del suelo en cuatro categorías que se indican a continuación:

1. **no-no** : no presencia de carbonato en 0 a 30 ni 30 a 60 cm.
2. **si-no** : presencia de carbonato en 0 a 30 no en 30 a 60 cm.
3. **no-si** : no presencia de carbonato en 0 a 30 si en 30 a 60 cm.
4. **si-si** : presencia de carbonato en ambas, 0 a 30 y 30 a 60 cm.

De 63 % de suelos con presencia de carbonatos (**si-si + si-no + no-si**), 43 % del total de 806 sitios (347 puntos) presentó acumulación a ambas (**si-si**) profundidades, mientras que 9.2 % de la zona de estudio mostró acumulación tipo **si-no**, de acumulación tipo **no-si** se observó en 10.98 %, finalmente 37 % de la zona no mostró (**no-no**) presencia de carbonatos a la profundidad de 0 a 60 cm.

Precipitación y Acumulación de Carbonatos

En la zona prevalecen dos subtipos climáticos, uno con 625 y otro con 926 mm de precipitación, ubicados al norte y sur del municipio, respectivamente. Esta situación parece guardar relación con la presencia de carbonato de calcio en el perfil del suelo, tanto en cantidad de sitios como porcentaje de distribución. En la zona 313 sitios se ubicaron en 625 mm de precipitación y 493 puntos se encontraron localizados en 926 mm de precipitación (Figura 2).

A menor precipitación (625 mm) se observó 12 % más de área (número de sitios) con acumulación de carbonatos de calcio en el perfil que a precipitaciones mayores (926 mm). Esta situación sugiere que

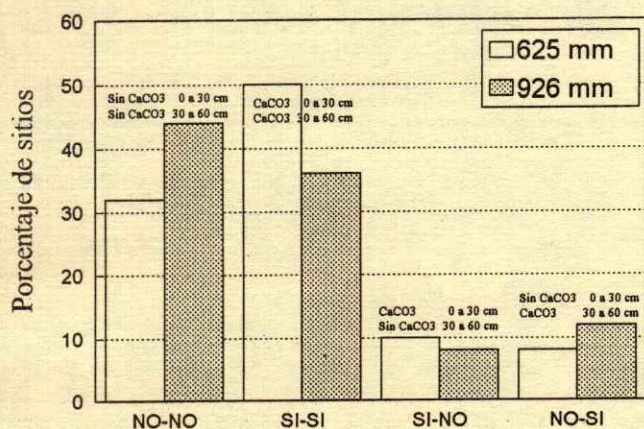


Figura 2. Relación entre precipitación (mm) y presencia y/o ausencia de carbonatos de calcio a dos profundidades de suelo.

posiblemente esté ocurriendo una translocación de carbonatos por efecto de percolación del agua, favorecida por las texturas franco arenosas y arenosas de la zona. Es de notar que la precipitación mayor propició la acumulación de CaCO_3 a la profundidad de 30 a 60 cm (no-si) en 4 % más de los sitios que la precipitación menor (Figura 2).

Lo anterior se presenta con mayor claridad en el Cuadro 1; en éste, el efecto de translocación (contenido de carbonato de calcio a la profundidad de 60 a 90 cm) y precipitación decrece con la profundidad del suelo en el subtipo de menor lluvia; en contraste, cuando la precipitación es mayor el carbonato de calcio tiende a incrementarse con profundidad del suelo (44, 48 y 57 % para 0 a 30, 30 a 60, y 60 a 90 cm, respectivamente). La explicación a esto se relaciona con el agua percolada, tanto en cantidad como tiempo de contacto con el suelo y, con la topografía predominante en el terreno. La Llanura costera presenta declinación (relieve) de norte-noreste (de 68 a 40 m de asnm) a sur-suroeste, oeste (de 35 a 10 m asnm). En estas condiciones en la Llanura Costera Norte ocurre menor precipitación, mayor pendiente, más escurrimiento y menor cantidad de agua infiltrada; en consecuencia menos tiempo de contacto entre suelo y agua en el perfil, que conduce a menores posibilidades de disolución y transporte vertical de carbonatos. Esto también podría conducir a favorecer el transporte lateral de carbonatos (Robbins, 1985).

Sin embargo, el análisis estadístico de los datos, mediante análisis de regresión y correlación múltiple no alcanzó valores de significancia del efecto del clima sobre la acumulación de carbonatos de calcio a cada una de las tres profundidades consideradas.

Origen del Carbonato de Calcio

Los orígenes de la acumulación de carbonato de calcio son varios; entre éstos se encuentra la translocación de horizontes superiores a inferiores y precipitación posterior en el solum, enriquecimiento lateral en toposecuencias, material parental con altos contenidos de calizas y aguas subterráneas con altos contenidos de carbonatos. Sin embargo, en el caso de la Llanura Costera de Colima las fuentes principales son deposiciones lacustres (INEGI, 1991), contribuciones del agua de riego (Pérez-Zamora, 1995) provenientes de pozos, y de materiales transportados por erosión aportados por los Cerros de Caleras, San Miguel y Tecomán (Pérez-Zamora, 1995; SPP, 1981). Estas estructuras (Figura 3) contienen materiales de alto contenido y pureza de carbonato de calcio, que se utilizan en la industria de la construcción. Es de notar que los suelos ubicados al oeste en la Llanura Costera Norte no presentan acumulaciones de carbonato de calcio, lo que favorece el crecimiento y producción de cítricos, mango y hortalizas; en contraste, lo opuesto ocurre en la sección oriente, donde los problemas de adaptación son mayores y las deficiencias de P y micronutrientes son comunes (Pérez-Zamora *et al.*, 1994). Estas diferencias posiblemente se relacionen con la disección de la llanura a través del dren natural Tecuanillo que sirve de frente al avance de los carbonatos en disolución y acarreo provenientes de las áreas cerriles.

El pH del Suelo y Subsuelo

Los valores promedio de pH del suelo (0 a 30 cm) y subsuelo (30 a 60 cm) fueron de 7.68 y 7.76, con desviaciones estándar de 0.28 y 0.25, respectivamente. Los valores máximos y mínimos registrados fueron de 6.8 y 8.5 para el suelo y de 7.1 y 8.5 para el subsuelo. El subsuelo resultó ligeramente (0.3 unidades de pH) más alcalino que el de suelo superficial para los

Cuadro 1. Precipitación y distribución (porcentaje) de carbonato de calcio a tres profundidades de suelo. Llanura Costera de Tecomán, Colima. 1995.

Profundidad	Precipitación: 625 mm			Precipitación: 926 mm		
	Reacción a CaCO ₃		Número de sitios	Reacción a CaCO ₃		Número de sitios
	NO	SI		NO	SI	
	----- % -----			----- % -----		
0 a 30 cm	40	60	313	56	44	493
30 a 60 cm	42	58	313	52	48	493
60 a 90 cm	55	45	313	43	57	493

valores mínimos; sin embargo, los valores máximos resultaron (8.5) iguales para suelo y subsuelo. Esto indica que el pH de suelo y subsuelo en la Llanura Costera de Colima está gobernado por la presencia de carbonato de calcio (Pérez-Zamora, 1995) y resulta ser la fuente principal de la alcalinidad de los suelos de la región.

El análisis de correlación de pH de suelo y subsuelo no mostró significancia con respecto al resto

de las variables (materia orgánica, contenido de carbonatos, textura del suelo y conductividad eléctrica); sin embargo, la relación entre el pH de suelo y subsuelo resultó altamente ($P < 0.01$) significativa. Dicha relación entre pH de suelo y subsuelo se ilustra en la Figura 4, y el análisis de regresión ($r = 0.79$) polinomial que expresa dicha relación es el siguiente $pH_{sub} = 5.1334 - 0.09769 pH_{sue} + 0.0571 pH_{sue}^2$.

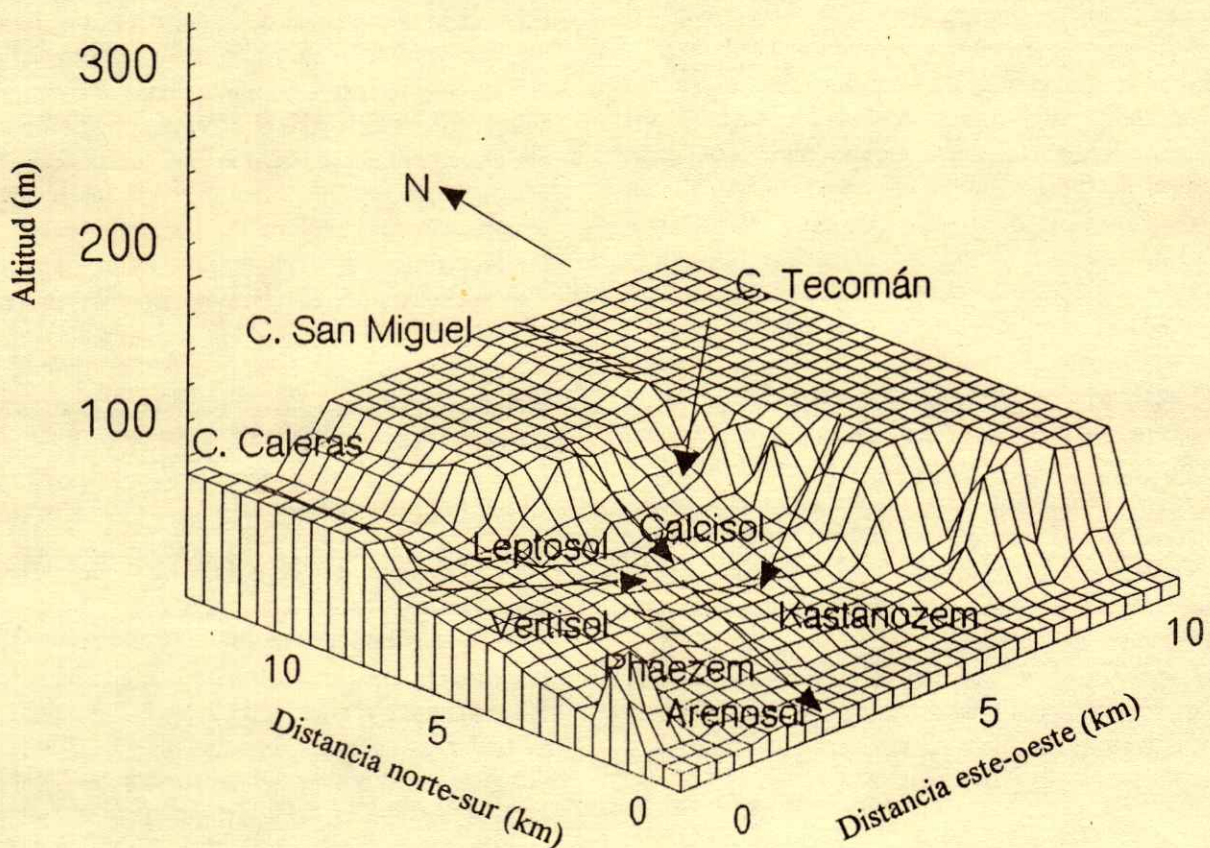


Figura 3. Relieve. Llanura Costera Norte de Colima.

Cuadro 2. Correlación entre variables de suelo y subsuelo seleccionadas. Llanura Costera de Colima.

X variable	Y variable	Correlación (r)	p	n
Contenido CO ₃ Sub	CO ₃ SUE-SUB	0.88843	***	783
Contenido CO ₃ Sub	Contenido CO ₃ Sue	0.60129	***	783
Contenido CO ₃ Sub	Textura Sue	0.42980	***	783
Contenido CO ₃ Sub	Textura Sub	0.44974	***	783
Contenido CO ₃ Sub	pH Sue	0.06979	ns	783
Contenido CO ₃ Sub	pH Sub	0.11250	**	783
Contenido CO ₃ Sub	CE Sue	0.25107	***	783
Contenido CO ₃ Sub	CE Sub	0.25862	***	783
Contenido CO ₃ Sub	materia orgánica Sue	0.31484	***	783
pH Sue	pH Sub	0.88771	***	783
Contenido CO ₃ Sue	CO ₃ SUE-SUB	0.74289	***	783
Textura Sue	CO ₃ SUE-SUB	0.47882	***	783
Textura Sub	CO ₃ SUE-SUB	0.47150	***	783
pH Sue	CO ₃ SUE-SUB	0.05423	ns	783
pH Sub	CO ₃ SUE-SUB	0.10022	**	783
CE Sue	CO ₃ SUE-SUB	0.25498	***	783
CE Sub	CO ₃ SUE-SUB	0.26544	***	783
Textura Sue	Textura Sub	0.45265	***	783
CE Sue	CE Sub	0.90675	***	783
CE Sub	Arcilla Sub	0.21890	***	783
CE Sub	Arcilla Sue	0.08086	*	783
CE Sub	materia orgánica Sue	0.19373	***	783
Arcilla Sub	Contenido CO ₃ Sue	0.24539	***	765
Arcilla Sub	Contenido CO ₃ Sub	0.33055	***	765
Arcilla Sub	materia orgánica Sue	0.41833	***	765
Arcilla Sub	Arcilla Sue	0.72929	***	765
materia orgánica Sue	CO ₃ SUE-SUB	0.33279	***	783
materia orgánica Sue	CE Sue	0.21748	***	783
materia orgánica Sue	CE Sub	0.19373	***	783
materia orgánica Sue	Arcilla Sub	0.48106	***	765

P = prueba de distribución de normalidad de los datos.

n = número de sitios.

ns = no significancia estadística, o los datos tienen distribución normal.

* = significativo p<0.05.

** = significativo p<0.01.

*** = significativo p<0.001.

Además del análisis de regresión se efectuó tabulación cruzada entre pH del subsuelo y la presencia de carbonato de calcio a las profundidades de 0 a 30 y 30 a 60 cm. Los resultados indicaron que 92 % de los sitios tienen valores de pH en subsuelo de 7.5 o más, pero menor a 8.5. Valores de 7.75 o más se registraron en 48 % de los casos; valores de 8.0 a 8.25 se

obtuvieron en 21 % de los sitios y sólo en una localidad el pH tuvo valor de 8.5. Por lo que respecta a los valores de pH y su distribución en grupos con o sin carbonatos en suelo y subsuelo, en **no-no** y **si-si** estos fueron de 7.0, 7.25 y 7.5; sin embargo, el número de localidades fue 1.45 a 1.89 más sitios en **si-si** que en **no-no** para los valores de pH de 7.75 y 8.0,

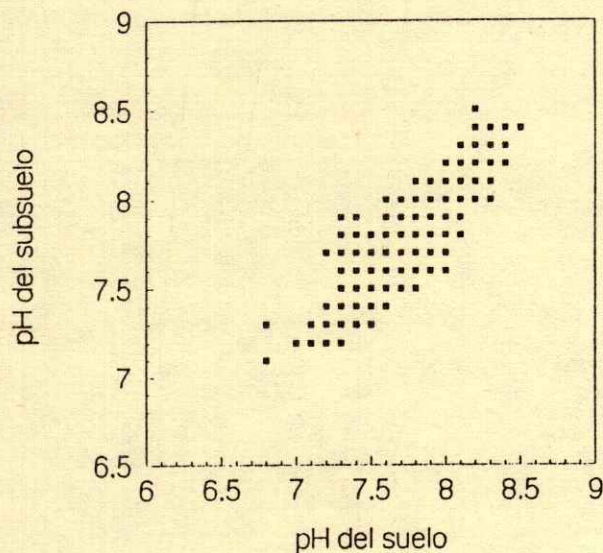


Figura 4. Relación entre pH de suelo y subsuelo.

respectivamente. En el caso de *si-no* y *no-si* los porcentajes observados fueron similares para pH de subsuelo.

Otras correlaciones entre algunas de las variables del suelo y subsuelo se muestran en el Cuadro 2. La intensidad o contenido de CO_3 en el subsuelo mostró alta correlación con la presencia y/o ausencia de carbonatos en el perfil del suelo, la intensidad (contenido) de carbonatos en la capa superficial de 0 a 30 cm de profundidad, la textura a ambas profundidades, la conductividad eléctrica y contenido de materia orgánica de la profundidad de 0 a 30 cm. Otras correlaciones significativas son presencia de carbonatos en el perfil del suelo con textura de suelo y subsuelo. Esto se explica debido a que los carbonatos de calcio se encuentran principalmente en la fracción de limo y arcilla del suelo (Harper, 1957; Nettleton *et al.*, 1991).

El incremento de arcilla en el subsuelo ($R^2 = 0.72$) es función del Cont Arc_{Sue} a través de la translocación de arcillas eluviales para formar horizontes iluviales (B_w y B_{2t}) provocados por la disolución de minerales en A_{Sue} por la lluvia, contenido de CO_3 _{Sue} ($R^2 = 0.88$) y los ácidos orgánicos provenientes de la materia orgánica ($R^2 = 0.42$).

CONCLUSIONES

1. La acumulación de carbonato de calcio en el perfil del suelo ocurre en 63 % de los suelos de la llanura costera de Tecmán.

2. La acumulación de los carbonatos de calcio presenta variación horizontal y vertical, y parece asociarse con la cantidad de precipitación, fuente de material parental y topografía del terreno.

3. La acumulación de carbonatos de calcio en el subsuelo (30 a 60 cm de profundidad) se correlacionó con los contenidos de carbonatos, materia orgánica de la capa arable y con la textura y conductividad eléctrica del subsuelo.

4. La precipitación de la zona tiene efecto sobre la translocación de carbonatos en el perfil del suelo, y es favorecido por texturas franco arenosas y arenosas y ubicación topográfica del terreno.

5. La selección de áreas apropiadas para cultivos sensibles a carbonatos se optimiza al agrupar y mapear la distribución horizontal y vertical del carbonato de calcio.

LITERATURA CITADA

- Bridges, E. M. 1990. Soil horizon designations. Technical Paper 19. ISRIC, Wageningen, The Netherlands.
- Climo, W. J. 1982. Qualitative assessment of soil structure using a flow diagram. *J. of Agronomic Education* 11: 54-56.
- Chavira R., J. Gpe y J. Castellanos R. 1987. pp. 109-124. *In: A. Aguilar S. et al. (ed.) Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, México.*
- CoHort3. 1994. Manual revision 5. CoHort Software: Statistical Software. P.O. Box 1149. Berkely, CA 94701.
- Day, P. R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. pp. 545-567. *In: C.A. Black et al. (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron Monogr. 9. ASA, Madison, WI.*
- Enríquez R., S. 1987. Carbonatos. pp. 124-131. *In: A. Aguilar S. et al. (ed.) Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, México.*
- Harden, J.W. y E. M. Taylor. 1983. A quantitative comparison of soil development in four climatic regimes: *Quat. Res.(NY)* 20: 342-359.
- Harper, W.G. 1957. Morphology and genesis of Calcisols. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 21: 240-242.
- Holmgren, G.G.S. 1973. Quantitative calcium carbonate equivalent determination in the field. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37: 304-307.
- INEGI. 1991. Tecmán, Cuaderno de Información básica para la planeación municipal. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes. México.
- McFadden, L. D. y R. J. Weldon. 1987. Rates and processes of soil development on Quaternary terraces in Cajon Pass, southern California. *Geol. Soc. Am. Bull.* 23: 189-201.
- McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. pp. 199-224. *In: A. L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.*

- Medina U., V. 1994. Portainjertos para limón mexicano en Colima. Folleto para productores No. 15. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro Colima. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Medina U., V., S. Becerra R., M. Robles G., M. Orozco S y J. Orozco R. 1993. El cultivo de limón mexicano en Colima. Folleto para productores No. 5. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro Colima. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Nettleton, W. D., B. R. Brasher y L. D. Baird. 1991. Carbonate clay characterization by statistical methods. pp. 75-88. *In*: W. D. Nettleton. (ed.) Occurrence, Characteristics, and Genesis of Carbonate, Gypsum and Silica accumulation in Soils. SSSA. Madison, WI.
- Newhall, F. 1972. Calculation of soil moisture regimes from the climatic record. Rev. 4. Mimeographed. SCS/USPA, Washington, D.C.
- Orozco S., M. 1994. La tristeza de los cítricos, enfermedad potencialmente peligrosa para la citricultura mexicana. Folleto Técnico No. 1. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro Colima. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Orozco S., M., O. López A., O. Pérez Z y F. Delgadillo S. 1994. Effect of transparent mulch, floating row covers and oil spray on insect population, virus diseases and yield of cantaloupe. *Biological Agric. and Horticulture* 10: 229-234.
- Pérez Z., O. 1992. Los principales órdenes de suelos del estado de Colima. Quinta Reunión Científica Forestal y Agropecuaria. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro Colima. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Pérez Z., O. 1993. Estudio preliminar de la precipitación pluvial mensual en el estado de Colima. Folleto Técnico No. 1. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro Colima. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Pérez Z., O. 1995. Efecto de la incorporación de abonos verdes en la producción de melón en Colima. *Terra* 13: 360-368.
- Pérez Z., O., López A. y M. Orozco S. 1994. Green manure use for Muskmelon (*Cucumis melo* L.) production in Colima, Mexico. XV World Congress of Soil Science. Acapulco, Mexico.
- Pérez Z., O., O. López A y M. Orozco S. 1995. Aplicación de mejoradores químicos a un suelo calcimórfico con y sin cobertura plástica en la producción de melón. *Terra* 13: 368-375.
- Robbins, C. W. 1985. The CaCO_3 - CO_2 - H_2O Systems in soils. *J. of Agronomic Education* 14: 6-11.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. p. 581-594. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Soil Survey Staff. 1992. Keys to Soil Taxonomy. SMSS. Technical Monograph no 19. fifth edition. Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, Virginia, USA.
- SPP. 1981. Síntesis geográfica del estado de Colima. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D.F., México.
- Thien, J.S. 1979. A flow diagram for teaching texture-by-feel analysis. *J. of Agronomic Education* 8: 54-55.
- WRBSR. 1994. World References Base for Soil Resources. International Society of Soil Science- International Soil Reference and Information Centre- Food and Agriculture Organization of the United Nations. Wageningen/Rome.

EVALUACION DE LA HUMEDAD APROVECHABLE DEL SUELO BASADO EN PROPIEDADES FISICAS DEL SUELO

Evaluation of Soil Water Retention based on Soil Characteristics

Octavio Pérez-Zamora¹

RESUMEN

La medición de la humedad del suelo es difícil y costosa de medir. El objetivo del presente estudio fue evaluar la relación entre las características del suelo y la capacidad de retención de humedad en la Llanura Costera de Tecomán, Colima. Los datos utilizados fueron los contenidos de arcilla, limo, arena y materia orgánica de 808 sitios muestreados a profundidades de 0 a 30 y 30 a 60 cm; la cuadrícula consistió de intervalos de 500 m entre puntos. Las muestras se procesaron en el laboratorio de salinidad. En el análisis de regresión, la humedad aprovechable fue la variable dependiente y las independientes fueron los contenidos de arena y arcilla. El coeficiente de correlación fue de 0.90. Los resultados de humedad aprovechable del suelo pueden mapearse en la zona y recomendarse; la confiabilidad estaría dada por unidades de mapeo basadas en respaldo estadístico proveniente de un muestreo amplio de la región, donde los suelos son profundos y no contienen fragmentos de roca en el perfil que causen desviaciones de los valores calculados mediante la regresión. El modelo de regresión obtenido en la capa superior de 0 a 30 cm es $HA_{0\text{ a }30\text{ cm}} = 4.634 - 0.031 \text{ Cont Arena} + 0.047 \text{ Cont Limo} + 0.218 \text{ Cont Arcilla} - 0.045 \text{ Cont Mat Org}$.

Palabras clave: Llanura costera de Colima, contenido de arcilla, contenido de arena, materia orgánica.

SUMMARY

The objective of this study was to evaluate some physical-chemical soil properties to characterize soil water retention for soils of Colima coastal plains. The data (808 points) used were clay, silt, sand, and organic matter content sampled at 0 to 30 and 30 to 60 cm depth in agrid point of 500 m interval. The

regression analysis, with sand and silt content, had a correlation coefficient (r^2) of 0.92 and it was the highest for the model. The results of water holding capacity in the surface and subsoil layers can be mapped for the Coastal Plains, and recommended. This, because the map unit composition will be based on statistical framework calculated from a large sample size; besides soils of the region are characterized by lacking rock fragments in the profile. The regression model in the upper layer of soil is as follow: $Water\ Holding_{0\text{ a }30\text{ cm}} = 4.634 - 0.031 \text{ Sand Content} + 0.047 \text{ Silt Content} + 0.218 \text{ Clay Content} - 0.045 \text{ Organic Matter Content}$.

Index words: Colima coastal plains, clay content, sand content, organic matter.

INTRODUCCION

La humedad aprovechable del suelo, en la agricultura de riego y de temporal, es importante para la evaluación de sistemas de producción agrícola sostenibles a largo plazo (Vaughn *et al.*, 1995). Dicha humedad también es una característica básica del suelo que es necesaria para el estudio del agua disponible para la planta, infiltración, drenaje, conductividad hidráulica, riego, estrés de plantas y movimiento de solutos (Hanna *et al.*, 1982; Kern, 1995; Tomer y Anderson, 1995).

La mineralogía del suelo (tipo de arcilla) y la textura (análisis mecánico) son factores importantes para la interpretación de la humedad disponible para la planta (Avellaneda y Jauregui 1995; Schoeneberger *et al.*, 1995). La materia orgánica es otra característica del suelo que es un factor potencialmente importante que afecta positivamente la retención de humedad; esto por su carácter hidrofílico y su influencia sobre la estructura del suelo (Klute, 1986) y la densidad aparente (Rawls, 1983). Respecto a textura, se reconoce el fuerte efecto de la distribución de partículas sobre la retención de humedad a presiones matriciales del suelo de < -100 kPa, pero de menor intensidad a presiones mayores, donde la estructura del suelo sea importante (Hillel, 1982). Sin embargo, a presiones de retención de -33 y -1500 kPa no se han encontrado cambios

¹ Investigador del Programa de Cítricos. Campo Experimental Tecomán, Apartado Postal 104, 28 000 Colima, Colima, México.

Aceptado: Junio de 1997.

substanciales o incrementos en la retención de humedad aunado con cambios en el contenido de materia orgánica (Baver y Black, 1992; Stevenson, 1974). La explicación para ausencia de incremento, o pequeños incrementos en la humedad del suelo es que a mayores contenidos de materia orgánica, el contenido de agua a ambos, -33 y -1500 kPa, se incrementa a la misma tasa

Debido a que las mediciones de humedad y retención de agua resultan onerosas y difíciles de efectuar se ha buscado determinarla a partir de otras características del suelo tales como texturas, densidad aparente y contenido de materia orgánica (Kern, 1995; Avellaneda y Jauregui, 1995). Las ventajas que esto tiene es que el uso de ecuaciones analíticas permiten la comparación de propiedades del suelo de diferentes horizontes, distribuciones horizontales (paisajes) y posición topográfica (Rawls *et al.*, 1982; 1991).

En la literatura existen muchos métodos que se han desarrollado para estimar la retención de humedad utilizando otras características del suelo; entre estos existen modelos complejos, que incluyen variables como distribución de las partículas del suelo, densidad de partículas, distribución del tamaño de poros, densidad aparente de la mineralogía, y morfología del suelo (Rawls *et al.*, 1991; Van Genuchten y Leij, 1992). Cosby *et al.*, 1984 han desarrollado ecuaciones para diferentes contenidos de partículas del suelo y materia orgánica, mientras que Saxton *et al.* (1986) se basaron exclusivamente en la distribución del tamaño de partículas.

En la región, costa de Colima, no existe información para la estimación de humedad del suelo y de retención de agua de los diferentes tipos de suelo (Pérez-Zamora, 1997), tampoco bases de datos que contengan información adicional a texturas y contenidos de materia orgánica; esta situación es limitativo para conocer los patrones geográficos de capacidad de retención de los suelos; estos patrones de distribución son datos importantes para estudiar la respuesta de la vegetación (Nielsen, 1991) y sistemas hidrológicos, riego y drenaje, estrés de plantas y movimiento de solutos en el suelo (Dolph *et al.*, 1992; Pérez-Zamora, 1997). La elaboración de mapas que muestren los patrones geográficos de la capacidad de retención de los suelos sería altamente relevante dada la importancia que tiene la Llanura Costera de Tecomán, Colima a nivel nacional (Pérez-Zamora, 1997). Parte de la información, como profundidad del suelo y contenido de fragmentos en el perfil, ya se cuenta con ella, pero se requiere procesar información sobre el contenido volumétrico de agua del

suelo ($\theta_v \text{ cm}^3 \text{ H}_2\text{O cm}^{-3} \text{ suelo}$) retenido entre capacidad de campo y punto de marchitamiento permanente ajustado para la actual cantidad de suelo presente; ésta es una función de la profundidad del suelo y el contenido de fragmentos gruesos (Kern, 1995). También se requiere contar con el software apropiado para el procesamiento adecuado de datos colectados por Pérez-Zamora (1997).

Este estudio se condujo para determinar la humedad aprovechable del suelo y estimarla mediante una ecuación de regresión múltiple en función de la textura y los contenidos de materia orgánica del suelo, que son los datos disponibles en la Llanura Costera de Colima. Un objetivo adicional fue desarrollar bases de datos a utilizar en el futuro para la elaboración de patrones geográficos que muestren la capacidad de retención de agua de los principales suelos de la región.

MATERIALES Y METODOS

Datos

Los datos utilizados en este estudio fueron obtenidos por Pérez-Zamora (1997). Los datos provienen de 808 sitios de muestreo, efectuados a dos profundidades 0 a 30 y 30 a 60 cm. La información registrada fueron características del suelo, cobertura vegetal, profundidad del suelo, fragmentos de rocas, uso del suelo, erosión y manejo del cultivo. El muestreo se efectuó en el vértice de cuadrículas de 500 por 500 m, determinado su posición mediante un GPS model Ensign, Navigation Systems, Austin, Texas.

Información adicional sobre los principales suelos y otras propiedades ya han sido presentadas en una publicación anterior (Pérez-Zamora, 1997). Las clases texturales variaron de arena a arcillas, e incluyen a clases franco arenosas, franco, y franco arcillosa. La fracción arcillosa en la región se caracteriza por la presencia de calcita, entremezclada con illita y montmorillonita.

Métodos de Laboratorio

Los métodos utilizados para medir las propiedades del suelo se describen en detalle en Soil Survey Staff (1984). Para determinar la distribución de las partículas de suelo se utilizó el método descrito por Day (1965). La retención de agua a la presión matricial del suelo de -33 kPa se determinó utilizando el método de la olla de presión (Tavera, 1983). La retención de agua a

la presión matricial del suelo de -1500 kPa se obtuvo por el método de la membrana de presión (Aguilar-Santelises, 1988). El carbono orgánico del suelo, base peso seco, se determinó por combustión húmeda con dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) y se convirtió a contenido de materia orgánica asumiendo que la materia orgánica es 56 % carbono (Schnitzer, 1982).

Análisis de Correlación y Regresión Múltiple

Los datos se procesaron mediante el programa COHORT3, Berkeley, California. Se efectuaron análisis estadísticos descriptivos, de correlación, de regresión múltiple y polinomial. La humedad aprovechable (cc-pmp) determinada en las muestras de suelo se utilizó en el modelo de regresión múltiple como variable dependiente; las variables independientes fueron los contenidos de arena, limo, arcilla del suelo (0 a 30 cm) y subsuelo (30 a 60 cm) y el contenido de materia orgánica del suelo y subsuelo.

RESULTADOS Y DISCUSION

Esta investigación de muestreo de suelos, mediante técnica de barrena manual a través de la Llanura Costera de Tecomán indica que, en general, las texturas de suelo predominantes son franco arenosas a arenosas y que dichas fracciones juegan un papel importante en el movimiento y retención de agua del suelo (Figura 1 y Figura 2); los rangos de contenidos de arena, limo y arcilla se muestran en el Cuadro 1.

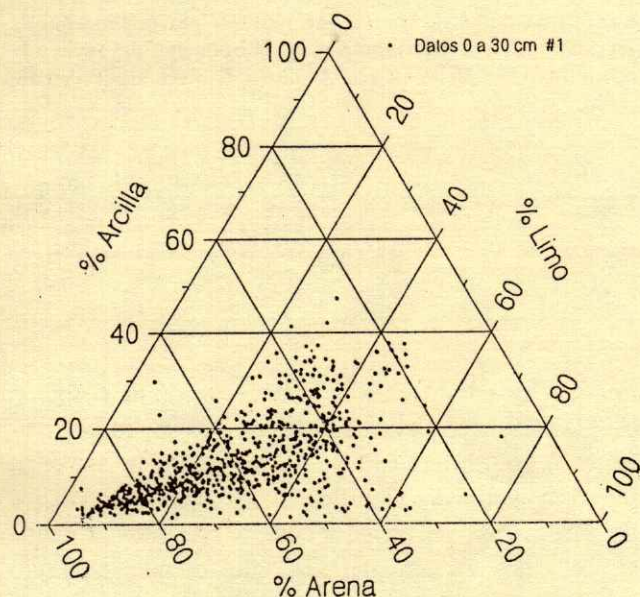


Figura 1. Texturas del suelo a la profundidad de 0 a 30 cm.

Aproximadamente 40 % de los sitios tienen textura franco arenosa en todo el perfil; la ocurrencia de texturas arenosas + arenosas francas es 19.2 y 31.1 % en suelo y subsuelo, respectivamente, mientras que las texturas arcillosas ocurren en 10.58 % y 6.01 % para las profundidades indicadas. Las texturas francas ocurren aproximadamente en 22 % de los sitios a ambas profundidades, 0 a 30 y 30 a 60 cm.

En breve, la profundidad de 30 a 60 cm tiene 11.9 % más casos de texturas arenosas y arenosas francas y 4.57 % menos casos de texturas arcillosas que la profundidad de 0 a 30 cm. Son de esperar, implicaciones de esta situación sobre los contenidos de humedad aprovechable del suelo y en la representación analítica de la ecuación de regresión múltiple a utilizar.

El contenido de materia orgánica y retención de humedad es 1.5 % y 0.63 % mayor en la capa arable que en el subsuelo (Cuadro 1); respecto a la primera, los resultados están acordes con lo esperado; sin embargo, con relación a la poca diferencia entre humedad aprovechable del suelo y subsuelo esto es reflejo o resultado, probablemente, del proceso de formación del suelo. La Llanura Costera de Tecomán data del cuaternario reciente, y aunque los procesos de translocación de arcillas y carbonatos son activos, aún no proceden a la velocidad necesaria para producir enriquecimiento de arcilla en el subsuelo. Solo en 16 % de la zona ocurre acumulación (horizontes Bw y B2t) de arcillas debido a causas diversas (Pérez-Zamora, 1994).

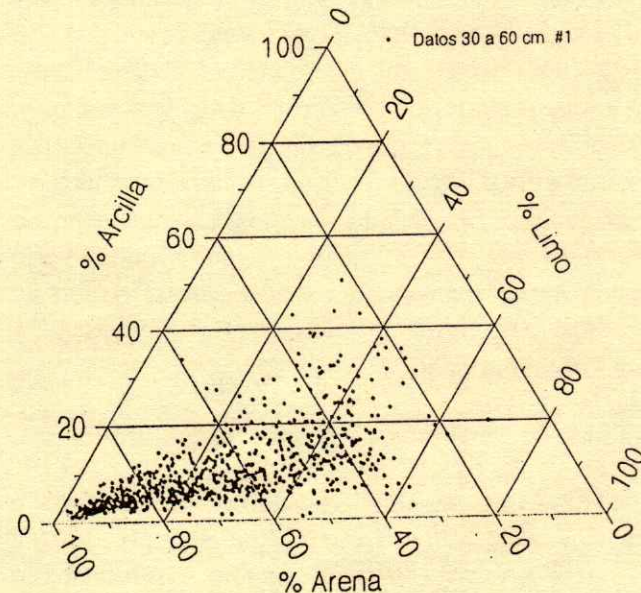


Figura 2. Texturas del suelo a la profundidad de 30 a 60 cm.

Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de las variables de suelo seleccionadas. Llanura Costera de Tecomán, Colima. 1995.

Variable	Media	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	p†	Número de sitios
Profundidad 0 a 30 cm							
Cont Arena (%)	59.97	17.42	29.05	9.30	93.20	*	765
Cont Limo (%)	26.90	12.27	45.62	1.92	72.74	***	765
Cont Arcilla (%)	13.11	8.40	64.11	1.42	47.34	***	765
CC (%)	14.72	5.81	39.46	5.20	36.80	***	764
PMP (%)	7.98	3.14	39.38	4.00	20.00	***	764
HA (%)	6.75	2.67	39.63	3.33	18.70	***	764
MatOrg (%)	3.15	1.54	49.15	0.10	10.30	***	753
Profundidad 30 a 60 cm							
Cont Arena (%)	64.51	18.92	29.33	11.30	96.02	***	765
Cont Limo (%)	24.95	13.94	55.89	1.28	68.74	***	765
Cont Arcilla (%)	10.44	7.70	73.83	0.78	50.34	***	765
CC (%)	13.23	5.52	41.78	4.90	38.70	***	765
PMP (%)	7.18	3.01	41.93	3.40	21.00	***	765
HA (%)	6.12	3.07	50.31	3.00	55.20	***	764
MatOrg (%)	1.61	1.69	10.54	0.10	3.72	***	649

† Prueba de normalidad de la variable (asimetría y curtosis). *, ** y *** significancia estadística a 0.05, 0.01 y 0.001 %, respectivamente. Esto indica que las variables no tienen distribución normal.

Por ejemplo, en clima subtipo BS (620 mm) la presencia de horizontes argílicos ocurre en 8.3 % de la zona, mientras que en el subtipo de clima AWo (826 mm) la ocurrencia de dichos horizontes es de 9.3 %; esto tiene, probablemente, que ver con movimientos verticales y subsecuentes transformaciones *in situ* de mineralés. En síntesis, el que los suelos sean jóvenes es una de las causas para que no ocurra mayor retención de humedad en el subsuelo. Además, en la capa arable los contenidos de materia orgánica son superiores, y tal situación favorece la mayor retención de humedad (Klute, 1986; Baver y Black, 1992).

Por otra parte, como era de esperar, las estadísticas de los datos mostraron coeficientes de variación altos y, probablemente no tengan distribución normal (asimetría y curtosis $p < 0.05$). Se reportó esta clase de resultados, para otras propiedades del suelo, en un estudio previo (Pérez-Zamora, 1997). La información obtenida en este trabajo puede tomarse en consideración al decidir en estudios posteriores la elección de estadísticas a emplear.

Análisis de Correlación y Regresión Múltiple

Todas las variables mostraron correlaciones a ambas profundidades, 0 a 30 y 30 a 60 cm (Cuadros 2 y 3). Las correlaciones mayores y más significativas se observaron entre la humedad aprovechable del suelo con el contenido de arena, de limo, arcilla y materia

Cuadro 2. Análisis de correlación múltiple entre las variables seleccionadas para determinación de la humedad del suelo a la profundidad de 0 a 30 cm. Llanura Costera de Tecomán, Colima.

	Cont Arena	Cont Limo	Cont Arcilla	Cont Mat Org
Humedad provechable	-0.90295***	0.65584***	0.91178***	0.51903***
Cont Arena		-0.89551***	-0.76302***	-0.56111***
Cont Limo			0.39806***	0.47241***
Cont Arcilla				0.48383***

Cuadro 3. Análisis de correlación múltiple entre las variables seleccionadas para determinación de la humedad del suelo a la profundidad de 30 a 60 cm. Llanura Costera de Tecomán, Colima.

	Cont Arena	Cont Limo	Cont Arcilla	Cont Mat Org
Humedad aprovechable	-0.73589***	0.59117***	0.74258***	0.21334***
Cont Arena		-0.92676***	-0.75028***	-0.30718***
Cont Limo			0.47065***	0.28942***
Cont Arcilla				0.23815***

orgánica; los coeficientes de determinación de r^2 fueron de -0.90295, 0.65884, 0.91178 y 0.51903, respectivamente. A la profundidad de 30 a 60 cm, la humedad aprovechable mostró significancia ($p < 0.001$) estadística con el contenido de arena, y con los restantes atributos del suelo; destaca con coeficiente de determinación alto el contenido de arcilla ($r^2 = 0.74258$). La relación entre la humedad aprovechable y los contenidos de arcilla,

arena y limo de los suelos de la llanura costera, a la profundidad de 0 a 30 cm, se muestra en las Figuras 3, 4, 5, respectivamente. Por otra parte, la superficie de respuesta generalizada de humedad aprovechable en función de los contenidos de arcilla y arena como variables independientes se muestra en la Figura 6.

La ecuación de regresión múltiple obtenida para la profundidad de 0 a 30 cm es la siguiente:

$$HA_{0 \text{ a } 30 \text{ cm}} = 4.634 - 0.031 \text{ Cont Arena} + 0.047 \text{ Cont Limo} + 0.218 \text{ Cont Arcilla} - 0.045 \text{ Cont Mat Org.}$$

El coeficiente de determinación r^2 fue de 0.935 y el análisis de regresión con 4 g.l., resultó altamente significativo ($p < 0.001$). También los componentes individuales de la regresión, los contenidos de arena, limo y arcilla tuvieron significancia estadística de $p < 0.001$; la materia orgánica fue significativa a 5% ($p < 0.05$); el cuadrado medio del error con 744 g.l. tuvo un valor de 0.4652.

Los valores de significancia alcanzados por las características básicas del suelo y el coeficiente de determinación de la ecuación hacen posible el uso de dicha ecuación de regresión para la estimación de la humedad aprovechable del suelo (0 a 30 cm). Estos resultados pueden estar relacionados con las clases de textura predominantes en la región, arenosas, arenosas francas y franco arenosas; en consecuencia permitiría utilizar con alto grado de confiabilidad la ecuación.

Por lo que respecta a la profundidad de 30 a 60 cm la ecuación de regresión es la siguiente:

$$HA_{30 \text{ a } 60 \text{ cm}} = 1.959 + 0.0006 \text{ Cont Arena} + 0.068 \text{ Cont Limo} + 0.238 \text{ Cont Arcilla} - 0.018 \text{ Cont Mat Org.}$$

El coeficiente de determinación r^2 resultó de 0.577%; tanto para la regresión con 4 g.l., como para los contenidos de arena, limo y arcilla la significancia estadística resultó altamente ($p < 0.001$) significativa; sin embargo, el contenido de materia orgánica no alcanzó significancia estadística en el análisis de regresión.

En conclusión, en ambas profundidades, pueden utilizarse la ecuación de regresión múltiple para la estimación de la humedad aprovechable. Esto representa ahorro en tiempo y economías financieras, así como facilidad analítica para relacionarla con otras características del suelo. También es posible utilizarla en la futura elaboración de mapas de retención de humedad de suelos de la llanura costera. Al respecto, se

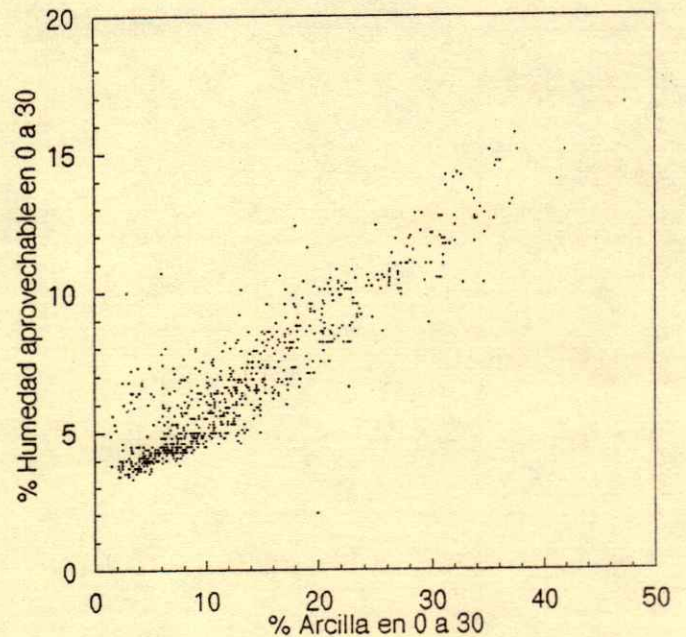


Figura 3. Relación entre contenido de arcilla y humedad aprovechable.

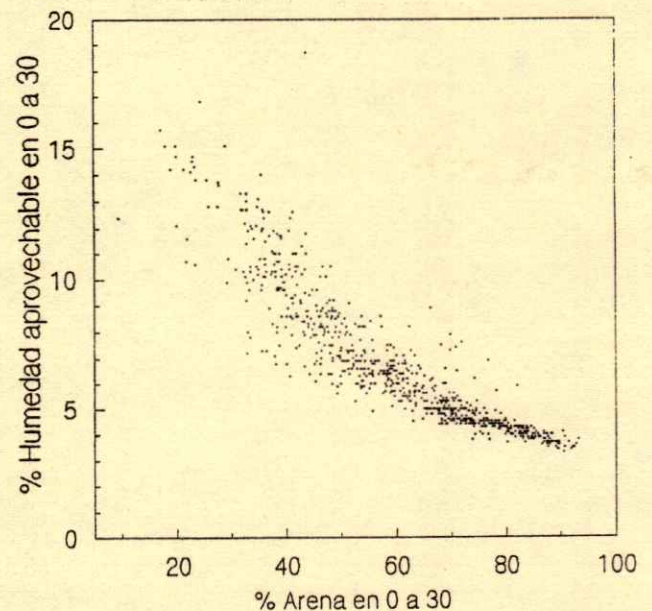


Figura 4. Relación entre contenido de arena y humedad aprovechable.

cuenta con información adicional sobre profundidad de suelo y contenido de fragmentos de rocas en el perfil de suelos de dicha llanura. Esto, en combinación con el adecuado software y la utilización de la ecuación de

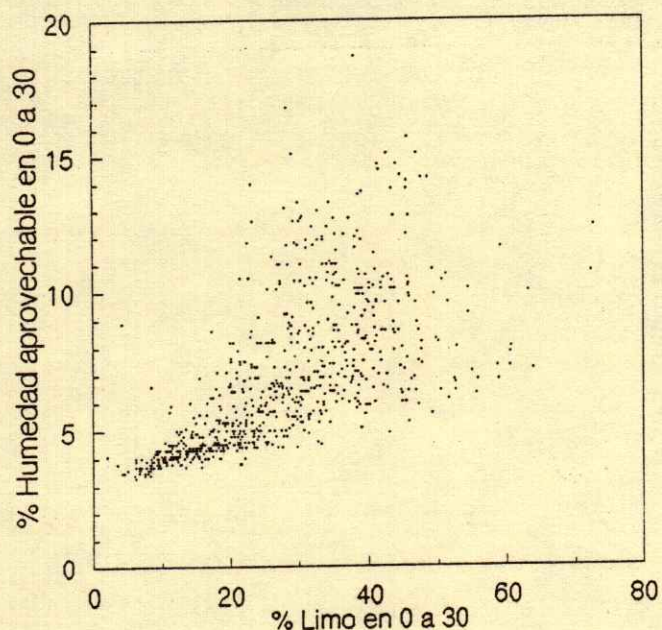


Figura 5. Relación entre contenido de limo y humedad aprovechable.

Kern (1995a), permitiría la elaboración de mapas de retención de humedad en el suelo.

Efecto de la Materia Orgánica en la Retención de Humedad

La asociación lineal entre el contenido de materia orgánica y la humedad aprovechable resultó ($p < 0.001$) significativa a ambas profundidades, 0 a 30 y 30 a 60 cm (Cuadros 2 y 3), sin embargo, el incremento de 1.5 % de materia orgánica en la capa arable, con respecto a la profundidad de 30 a 60 cm, resultó en un aumento de sólo 0.63 % de humedad aprovechable para todos los suelos (media) de la llanura costera (Cuadro 1). Probablemente, la explicación para este pequeño incremento sea que con mayor contenido de materia orgánica, el contenido de agua a ambas, -33 kPa y -1500 kPa aumente en la misma proporción (Kern, 1995). La materia orgánica no resultó significativa a la profundidad de 30 a 60 cm, pero sí ($p < 0.05$) a la profundidad de 0 a 30 cm. Basándose en términos estadísticos, su aportación resultaría de poca

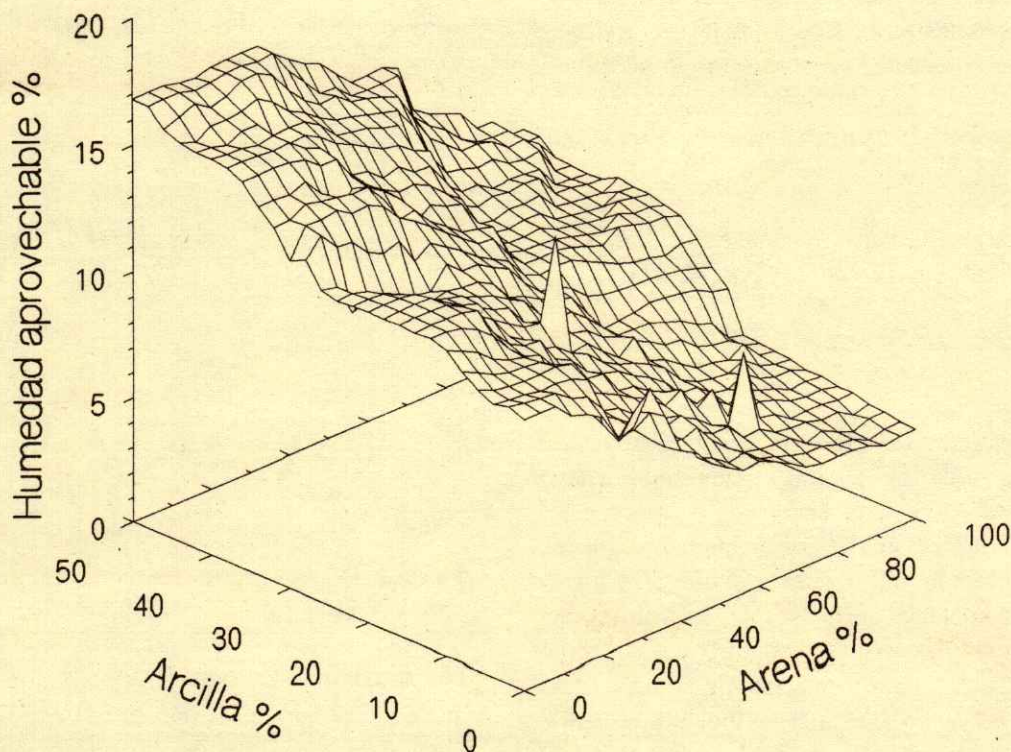


Figura 6. Relación entre humedad aprovechable y los contenidos de arena y arcilla (0 a 30 cm).

contribución al modelo de regresión, sin embargo, debido a su carácter hidrofílico y su influencia en la estructura y densidad aparente del suelo debe reconsiderarse su inclusión en el modelo. Al respecto, Kern (1995b) reporta que la presión matricial del suelo cambia considerablemente y cita que para suelos francos y franco arenosos con contenidos de materia orgánica de 1.0 % a un contenido de agua de 0.20 Ov la presión sería de 160 kPa, pero que el mismo suelo con un contenido de materia orgánica de 3.8 % al mismo contenido de humedad, la presión matricial sería equivalente a -700 kPa. En síntesis, dada la similitud entre los suelos de la región, el efecto de la materia orgánica en la estructura de suelo y, teniendo en cuenta los cambios que se observan en la presión de retención de agua sería aconsejable incluir el contenido de materia orgánica en el modelo de regresión múltiple.

CONCLUSIONES

1. En la llanura costera de Tecomán, Colima, existe relación entre atributos del suelo y el contenido de humedad aprovechable. Estos atributos son los contenidos de arcilla, arena, limo y materia orgánica.
2. Es posible representar la relación anterior, mediante una ecuación de regresión múltiple; esto permite ahorro de tiempo, recursos, y facilitaría la relación e interpretación con otras propiedades del suelo.
3. Se obtuvo mayor confiabilidad, en la representación analítica, en la estimación de la humedad aprovechable en la profundidad de 0 a 30 cm ($r^2 = 0.935$) que a la profundidad de 30 a 60 cm ($r^2 = 0.57$). Esto se atribuyó a mayores contenidos de arcilla y materia orgánica, combinado con menor cantidad de arena a la profundidad de 0 a 30 cm que a la profundidad de 30 a 60 cm.
4. Las ecuaciones de regresión múltiple resultantes son las siguientes:
 - 4a. profundidad 0 a 30:

$$HA_{0 \text{ a } 30 \text{ cm}} = 4.634 - 0.031 \text{ Cont Arena} + 0.047 \text{ Cont Limo} + 0.218 \text{ Cont Arcilla} - 0.045 \text{ Cont Mat Org}$$
 - 4b. profundidad 30 a 60 cm:

$$HA_{30 \text{ a } 60 \text{ cm}} = 1.959 + 0.0006 \text{ Cont Arena} + 0.068 \text{ Cont Limo} + 0.238 \text{ Cont Arcilla} - 0.018 \text{ Cont Mat Org}$$

LITERATURA CITADA

Aguilar-Santelises, A. 1988. Retención de humedad. Punto de marchitez permanente. Método de la membrana de presión. Instructivo para análisis de suelos. Subsecretaría de Desarrollo y

- Fomento Agropecuario y Forestal. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México.
- Avellaneda, M.O. y M.A. Jauregui. 1995. Comparing soil test with a flexible function and a modifier variable. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1081-1085.
- Baver, A. y A.L. Black. 1992. Organic carbon effects on available water capacity of three soil textural groups. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 248-254.
- Cosby, B.T., G.M. Hornberger, R.B. Clapp y T.R. Ginn. 1984. A statistical exploration of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. *Water Resour. Res.* 20: 682-690.
- Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. pp. 545-567. *In: C.A. Black et al. (ed.). Methods of soil analysis. Pt. 1. Agron. Monogr. ASA, Madison, WI.*
- Dolph, J., D. Marks y G. King. 1992. Sensitivity of the regional water balance in the Columbia River Basin to climatic variability: Application of a spatially distributed water balance. pp. 233-265. *In: R.J. Naiman (ed.). Watershed management: Balancing sustainability and environmental change. Springer-Verlag, New York.*
- Hanna, A.Y., P.W. Harlan y D.T. Lewis. 1982. Soil available water as influenced by landscape position and aspect. *Agron. J.* 74: 999-1004.
- Hillel, D. 1982. Introduction to soil physics. Academic Press, Orlando, Fl.
- Kern, J.S. 1995a. Geographic patterns of soil water-holding capacity in the contiguous United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1126-1133.
- Kern, J.S. 1995b. Evaluation of soil water retention models based on basic soil physical properties. *SoilSci. Am. J.* 59: 1134-1141.
- Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. pp 635-662. *In: A.L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.*
- Nielsen, R.P. 1991. Climatic constraints and issues of scale controlling regional biomes. pp. 31-35. *In: M.M. Holland et al. (ed.). The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. Chapman and Hall, New York.*
- Pérez-Zamora, O. 1994. Suelos del estado de Colima, origen y limitaciones para su manejo. Folleto Técnico Número 2. Centro de Investigaciones del Pacífico Centro. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México.
- Pérez-Zamora, O. 1997. Distribución de la acumulación de carbonato de calcio en la Llanura costera de Colima. *Terra: este número.*
- Rawls, W.L., D.L. Brakensiek y K.E. Saxton. 1982. Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE.* 25: 1316-1320.
- Rawls, W.J., T.J. Gish y D.L. Brakensiek, 1991. Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. *Adv. SoilSci.* 16: 213-234.
- Rawls, W.L. 1983. Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. *Soil Sci.* 135: 123-125.
- Saxton, K.E., W.J. Rawls, J.S. Romberger y R.I. Papendick. 1986. Estimating generalized soil water characteristics from texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1031-1036.
- Schnitzer, M. 1982. Organic matter characterization. pp. 581-594. part 2. 2nd ed. *Agron. Monogr. ASA and SSSA, Madison, WI.*
- Schoeneberger, P.J., A. Amoozegar y S.W. Buol. 1995. Physical property variation of soil and saprolite continuum at three geomorphic positions. *Soil Sci. Am. J.* 59: 1389-1397.

- Soil Survey Staff. 1984. Procedures for collecting soil samples and methods of analysis for soil survey. USDA-SCS Soil Surv. Invest. Rep. No. 1. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Stevenson, D.S. 1974. Influence of peat moss on soil water retention for plants. *Can. J. Soil Sci.* 59: 109-110.
- Tavera y S.G., G. 1983. Comparación de seis métodos para la determinación de capacidad de campo en suelos del campo experimental CENAMAR, Región Lagunera. *Terra* (1): 44-51.
- Tomer, M.D. y J.L. Anderson. 1995. Variation of soil water storage across a sand plain hill slope. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1091-1100.
- Van Genuchten, M.Th. y F.J. Leij. 1992. On estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. pp. 1-14. *In: M.Th. van Genuchten et al. (ed.). Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils.* Univ. of California, Riverside.
- Vaughn, P.J., S.M. Lesh, D.L. Corwin y D.G. Cone 1995. Water content effect on soil salinity production: A geostatistical study using cokriging. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1146-1156.

IMAGENES DE SATELITE PARA IDENTIFICAR LA SALINIDAD DEL SUELO EN LOS DISTRITOS DE RIEGO

Satellite Images to Identify Soil Salinity of Irrigation Districts

Leonardo Pulido M.¹, Craig L. Wiegand², †Carlos Rodríguez Zavaleta¹, Steve Neck²

RESUMEN

Con el propósito de generar un mapa de salinidad del suelo del Distrito de Riego 076, Valle del Carrizo, Sinaloa, en 1994 se realizó un estudio en el que se utilizaron imágenes de satélite. Para realizar esta investigación se adaptó la metodología del USDA-ARS de Weslaco, Texas, que se basa en utilizar a los cultivos como indicadores de la salinidad, por lo que se seleccionó al trigo (*Triticum aestivum*). En la etapa de floración se hizo la toma de una imagen Landsat TM y una imagen Spot Pancromática; en la misma época se midió la salinidad del suelo en puntos específicos. Se hizo un análisis de regresión entre los datos de salinidad y los valores de reflectancia extraídos de las bandas TM2, TM3, TM4 y TM5 en cada punto de muestreo, con lo que se obtuvo una ecuación de regresión lineal múltiple. Se realizó una clasificación no supervisada de la subimagen de trigo del distrito, previamente digitalizada; los valores de reflectancia obtenidos se sustituyeron en la ecuación de regresión, con lo cual fueron generados valores estimados de salinidad. Con base en la ecuación de regresión y mediante el software GRASS, se generó un programa para asignar todos los píxels de la subimagen de trigo, a cinco clases. El resultado fue un mapa de cinco clases de salinidad del suelo, para una superficie de 19 387 ha, de las cuales 6927 ha se clasificaron como suelo salino. Se concluyó que la aplicación de imágenes de satélite permite identificar la salinidad del suelo en áreas agrícolas irrigadas.

Palabras clave: Análisis de imágenes, clasificación no supervisada, conductividad eléctrica, digitalización, mapa de salinidad, píxel, *Triticum aestivum*, valor de reflectancia.

SUMMARY

Research using satellite images was carried out with the objective of obtaining a soil salinity map in an area of El Carrizo Valley Irrigation District, Sinaloa, Mexico. The USDA-ARS methodology of Weslaco, Texas, was adapted to this study. It is based on identifying soil salinity through measuring the development of crops grown in the same soils. In El Carrizo, wheat (*Triticum aestivum*) was used as a salinity indicator. A Landsat TM and a Spot Pancromatic images were taken when wheat was in its flowering stage; salinity measurements from the studied fields were carried out on the same date. The salinity data and the digital counts, obtained from TM2, TM3, TM4, and TM5 bands of the observation points in the fields, were regressed to get a multiple regression equation. The entire wheat cropped area of the irrigation district was digitized and subjected to an unsupervised classification. Mean digital counts were obtained and substituted on the regression equation to estimate salinity values. Based on these values and using the regression equation and GRASS software, a program was run which aggregated the pixels of the wheat area in five classes. As a result, a five class soil salinity map was produced for an area of 19 387 ha, of which 6927 ha turned out to be saline soil. It was concluded that satellite imagery is a reliable tool to detect soil salinity in agricultural irrigated areas using an indicator crop.

Index words: Image analysis, unsupervised classification, electrical conductivity, digitation, salinity map, pixel, *Triticum aestivum*.

INTRODUCCION

En México, las áreas de producción agrícola que presentan problemas de salinidad se localizan principalmente en los Distritos de Riego (DR) del norte del país. Siendo los DR las áreas agrícolas más productivas, la salinidad se considera un problema serio debido a que 30 % del área total de riego del país, está

¹ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, 62550 Jiutepec, Morelos.

² USDA-ARS, 2413 E.Hwy 83, Weslaco, Tx 78596-8344, E.U.A.

Aceptado: Diciembre de 1996.

afectada por sales en diferente grado. Esta situación origina rendimientos más bajos, subutilización de la infraestructura hidroagrícola y desempleo, entre otras consecuencias (Fernández, 1990; Pulido, 1994).

Conocer la cantidad y ubicación de la superficie afectada por las sales permite orientar estrategias para su rescate mediante obras de drenaje, prácticas de lavado y aplicación de mejoradores, para reincorporar los terrenos a la producción (Wiegand *et al.*, 1994). Del mismo modo, facilita la toma de decisiones sobre los cultivos a sembrar en las áreas afectadas, considerando que estos difieren por su tolerancia a las sales (Ayers y Westcot, 1987).

Para el diagnóstico de la salinidad se han utilizado tecnologías modernas entre las que sobresalen las imágenes de satélite, la videografía y la fotografía aérea infrarroja, por las ventajas que ofrecen para obtener mapas de salinidad en escala pequeña (Wiegand y Lingle, 1994; Wiegand *et al.*, 1992a,b; 1993; 1994).

Los objetivos de esta investigación fueron: 1. Identificar la salinidad del suelo de áreas agrícolas irrigadas con el uso de imágenes de satélite. 2. Generar un mapa de salinidad del suelo con el uso de imágenes de satélite Landsat y Spot del Distrito de Riego Valle del Carrizo, Sinaloa.

Para realizar esta investigación se partió de las siguientes hipótesis: 1) Es factible detectar la salinidad del suelo a nivel de un distrito de riego con el uso de imágenes de satélite. 2) Las imágenes de satélite son útiles cuando se aplican a cultivos resistentes a las sales como el trigo, que en su etapa de máxima cobertura es un indicador adecuado de la salinidad. 3) En el Distrito de Riego Valle del Carrizo se utilizan los componentes tecnológicos recomendados para alto rendimiento, y la salinidad es el principal factor limitativo del rendimiento.

La identificación de los terrenos ensalitrados en los DR normalmente consiste en recorridos de campo para inspeccionar los suelos y los cultivos, y en un muestreo para el análisis de laboratorio. Los resultados se presentan en planos de salinidad aparente, salinidad analizada y clasificación por salinidad y sodicidad (De la Peña, S/F).

Por la dinámica de la salinización y su distribución en los terrenos, se requiere de métodos que proporcionen resultados a corto plazo y de procedimientos que ayuden a dar seguimiento a la efectividad de las medidas aplicadas para la recuperación del suelo (Rhoades, 1992; Wiegand *et al.*, 1994). Tradicionalmente, para obtener muestras de

suelo, los técnicos trazan una cuadrícula a equidistancias de uno a dos kilómetros. Esta labor representa mucho tiempo -casi un año para obtener los mapas de salinidad- y costo (Pulido *et al.*, 1993).

Wiegand y Richardson (citados por Wiegand *et al.*, 1994) desarrollaron los componentes del análisis espectral (spectral components analysis, SCA), para ayudar a interpretar los índices de vegetación en términos del desarrollo del cultivo, de su rendimiento y de los procesos que ocurren en la cobertura vegetal subyacente, como son la intercepción de la luz y la evapotranspiración.

Los SCA incluyen la diferencia normalizada del índice de vegetación NDVI (normalized difference vegetation index). Este índice es una medida de la magnitud fotosintética de la cobertura (cantidad de tejido fotosintéticamente activo), relacionado con el rendimiento cuando condiciones como la salinidad del suelo limitan el desarrollo de la cobertura. El NDVI se calcula a partir de las observaciones en las bandas del rojo (región visible, 600-700 nm) e infrarrojo cercano (750-1350 nm) (Wiegand *et al.*, 1994).

El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, a través del Servicio de Investigación Agrícola (USDA-ARS) de Weslaco, Texas, se encuentra a la vanguardia en las investigaciones con sensores remotos con resultados a nivel experimental. Los investigadores de Weslaco han generado mapas de salinidad del suelo en terrenos pequeños de 15 y 60 ha cultivados con algodón (*Gossypium hirsutum*) y caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) en Texas, E.U.A. y en áreas ensalitradas cultivadas con algodón en California, E.U.A. (Wiegand *et al.*, 1992a,b; 1993).

En el estudio realizado en California, se utilizaron cuatro terrenos de prueba en los que se obtuvieron datos de salinidad y de rendimiento en puntos de muestreo definidos. Se utilizaron procedimientos de clasificación no supervisada para generar mapas espectrales con siete clases, para cada terreno de prueba. Se desarrollaron ecuaciones de regresión a partir de las mediciones de salinidad, en los primeros 30 cm de profundidad del suelo, de los 100 a 200 puntos de muestreo por terreno y con los conteos digitales de la fotografía aérea infrarroja y de la videografía en los mismos puntos.

Las ecuaciones se aplicaron para estimar la salinidad de todos los aproximadamente 100 000 píxeles de cada terreno y se produjeron mapas con las categorías correspondientes a los valores espectrales de los terrenos. Los coeficientes r^2 , obtenidos mediante la fotografía, variaron de 0.39 hasta 0.68; en el caso de la

videografía estos valores fluctuaron entre 0.39 y 0.59. Se encontró que los mapas de clasificación espectral y el mapa de salinidad estimada tuvieron buena correspondencia, de acuerdo con el análisis matricial realizado, en donde 62.7 % de las clasificaciones coincidieron.

Wiegand *et al.* (1992b) mencionan que el NDVI es un parámetro adecuado para caracterizar espectralmente las condiciones de la salinidad del suelo y del desarrollo de las plantas. Para los sistemas de fotografía, videografía e imagen de satélite estudiados, los valores de correlación entre el NDVI y la salinidad fueron hasta -0.73 para fotografía, -0.69 para videografía y -0.41 para la imagen de satélite. Se concluyó que: a) las observaciones espectrales no supervisadas, identifican las variaciones del desarrollo de las plantas asociadas con la salinidad del suelo y b) los datos espectrales extraídos de los puntos de muestreo para medir la salinidad se pueden utilizar para estimar la salinidad de todos los píxels de una parcela.

METODOLOGIA

Para cumplir los objetivos de este estudio se seleccionó al Distrito de Riego 076 Valle del Carrizo, Sin. Su selección obedeció, entre otras razones, a que el Valle del Carrizo es uno de los distritos de riego que presentan mayor afectación por salinidad (De la Peña, 1993). Este distrito tiene una superficie de 43,259 ha; se localiza en el Municipio de Ahome, Sinaloa, en la planicie costera del noroeste del país; sus coordenadas geográficas son latitud 26° 16' norte, longitud 109° 02' oeste (Figura 1).

Tradicionalmente, en el Valle del Carrizo, el cultivo más importante es el trigo (*Triticum aestivum*), debido a que ocupa la mayor superficie de siembra con relación a los otros cultivos y desde los puntos de vista económico y social. En este distrito, el ciclo de cultivo abarca desde noviembre hasta mayo. Desde el punto de vista de su tolerancia a la salinidad del suelo, el trigo se clasifica dentro del grupo de plantas moderadamente tolerantes (Ayers y Westcot, 1987).

Establecimiento de las Parcelas de Prueba y Toma de las Imágenes

Con el propósito de obtener datos de salinidad del suelo y de algún parámetro fisiotécnico, en este caso el rendimiento agronómico, se seleccionaron cuatro parcelas (parcelas de prueba) de 3.8 ha, con trigo en etapa vegetativa. Esto ocurrió a mediados de enero de

1994. Las parcelas se distribuyeron en el DR en zonas identificadas previamente como problemáticas (CNA, 1995), ubicadas en el lote 17-19 del módulo de riego No. 2, el lote 8 del módulo de riego No. 3, y los lotes 179 y 57 del módulo de riego No. 4 (Figura 1).

Al considerar que la resolución de la imagen Landsat TM es de 30x30 m, en las parcelas de prueba se colocaron estacas a 60 m de distancia, para hacer un promedio de 18 puntos de observación por parcela, 72 puntos en total en las cuatro parcelas (Figura 1). Con esta separación entre los puntos, se aseguró que no hubiera confusiones o traslapes entre las observaciones en el momento del análisis de la imagen.

De acuerdo con las variedades de trigo sembradas en el Valle del Carrizo, las fechas de siembra utilizadas y las fechas de paso de los satélites Landsat y Spot por el distrito de riego, se programó la toma de las imágenes. Para tomar esta decisión, también se consideró que la mayor parte de las plantas de trigo de todo el distrito, estuvieran en la etapa fenológica correspondiente entre el inicio de la floración y el grano en estado lechoso. Este período quedó comprendido entre fines de febrero y mediados de marzo de 1994. La imagen Landsat TM se tomó el 26 de febrero y la imagen Spot Pancromática el 9 de marzo.

En el mismo período en que se tomaron las imágenes, se realizó el muestreo de suelo. Las muestras se obtuvieron en forma manual con una barrena agrológica, a las profundidades de 0 a 30 y de 30 a 60 cm, los días 22 de febrero y 10 al 18 de marzo de 1994. El análisis químico de las muestras se realizó en el laboratorio de suelo y agua del Distrito de Riego Valle del Carrizo. Las determinaciones consistieron en medir la salinidad (a través de la conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo CE, $dS\ m^{-1}$) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), calculado a partir de la relación de adsorción de sodio (RAS).

Al estar el cultivo en madurez, se tomaron muestras de grano de trigo para evaluar la producción; esto se realizó el 16 de abril en el lote 8, el 26 de abril en el lote 57, el 27 de abril en el lote 17-19 y el 29 de abril en el lote 179. La cosecha y el desgrane se hicieron en forma manual. El tamaño de muestra fue de 0.09 m².

Las dos imágenes se adquirieron en escena completa, cuya cobertura es mayor al área que ocupa el distrito, por lo que se hizo necesario recortar la escena correspondiente al distrito de riego. Este proceso, así como la digitalización del mosaico del cultivo de trigo, se realizaron en una estación de trabajo Indigo, de Silicon Graphics, en el Laboratorio de Sensores

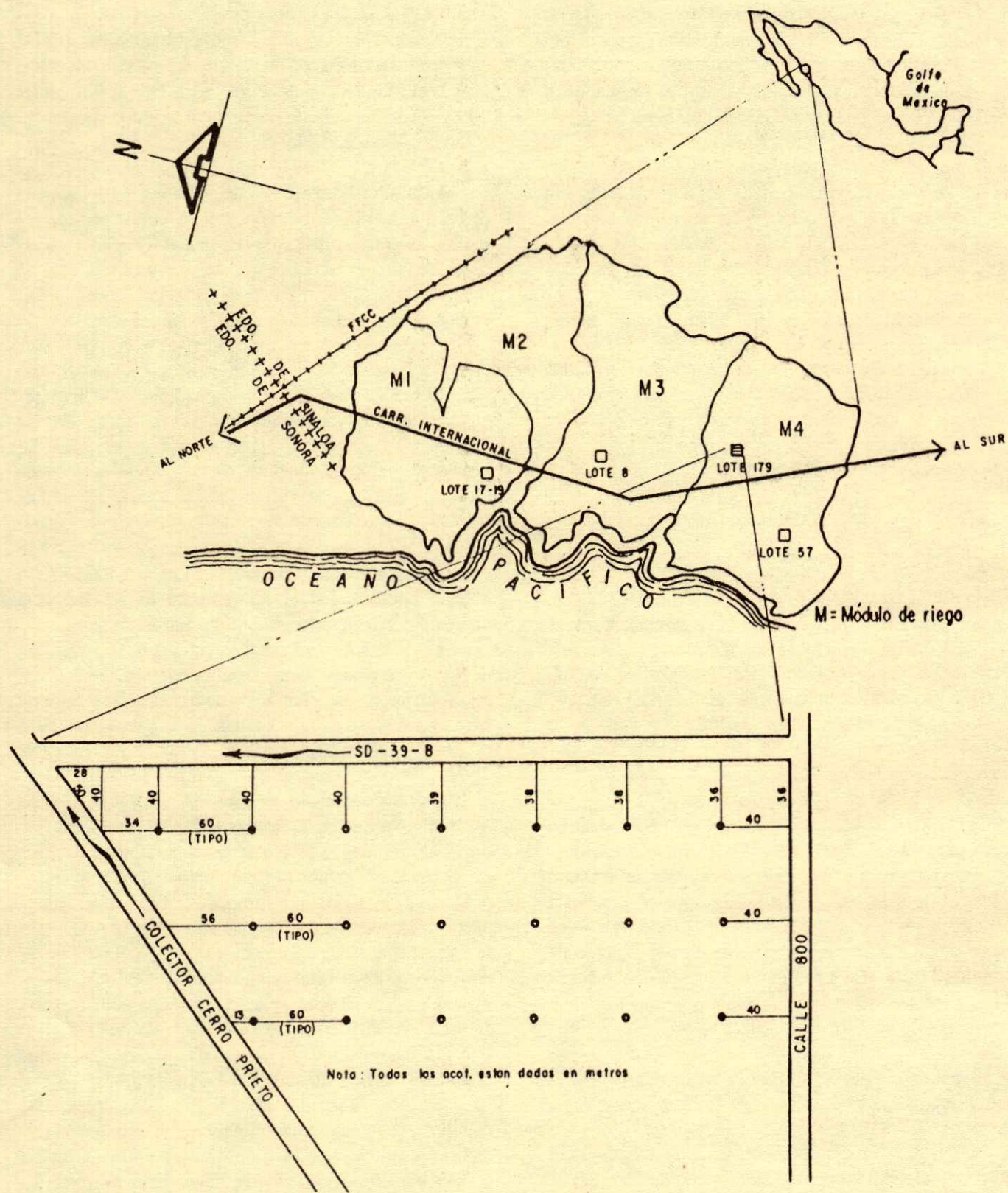


Figura 1. Localización del Distrito de Riego Valle del Carrizo y distribución de los puntos de observación en el lote 179.

Remotos del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, ubicado en Jiutepec, Morelos.

Análisis de los Datos de Campo y de las Imágenes

Debido a que se utilizó al trigo como cultivo de referencia para identificar la salinidad del suelo, se hizo necesario centrar el análisis exclusivamente en la superficie sembrada con esta planta. Para ello, la imagen Spot Pancromática se utilizó como mapa base para digitalizar la superficie total de trigo del distrito, ya que su resolución de 10x10 m permite ver con mayor detalle los rasgos del terreno. Esta imagen es de una sola banda. El programa de cómputo utilizado para este proceso fue el PCI, el cual es un programa para el procesamiento digital de imágenes de satélite. Consta de módulos para realizar diferentes procesos como las correcciones radiométricas y geométricas de imágenes. Permite la clasificación de imágenes y la generación automática de cartografía. Se utilizó la versión 6.0 para estación de trabajo Silicon Graphics, con sistema operativo Unix.

Al considerar que la resolución de las dos imágenes era distinta, se decidió mezclarlas para generar una imagen híbrida con mejor resolución. Del total de bandas que componen la imagen Landsat TM se utilizaron la TM2, TM3 y TM4 (verde, rojo e infrarrojo cercano, respectivamente), las cuales reflejan en mayor medida al fenómeno en estudio. A causa de que en el área de trigo, al momento de la toma de la imagen Landsat, se estaban regando algunas parcelas y otras acababan de ser regadas, se decidió estudiar también la banda TM5 para determinar algún posible efecto del agua en el análisis espectral. Esta banda se ubica en la región del infrarrojo medio, 1550 a 1750 nm. La TM5 es poco sensible al reflejo del agua, la que absorbe energía en el infrarrojo medio y es sensible al reflejo del suelo desnudo y poco menos sensible al reflejo de la vegetación (Sanvicente, 1992).

El análisis final de esta investigación, consistente en correlacionar los datos de campo con las imágenes, fue realizado en el Laboratorio de Sensores Remotos de Weslaco, Texas. Para este propósito, se utilizó una estación de trabajo Sun y un programa de cómputo GRASS (Geographical Resources Analysis Support System). Este es un sistema de información geográfica con utilerías para digitalizar, almacenar, recuperar, desplegar y analizar mapas raster o imágenes digitales, conjuntamente con mapas vectoriales.

Con los datos obtenidos en campo se hizo un análisis de regresión lineal simple y múltiple con el fin de conocer el grado de relación entre las variables CE, PSI y rendimiento, así como estimar la disminución de rendimiento en función de la salinidad y sodicidad del suelo, medidas en las parcelas de prueba. Como resultado se generaron modelos de regresión empíricos.

De acuerdo con Wiegand *et al.* (1993), el valor de CE considerado para este análisis, fue el resultado de ponderar los valores de CE medidos en los dos estratos (0 a 30 y 30 a 60 cm), mediante la siguiente ecuación:

$$CE_w = 0.6CE_1 + 0.4CE_2$$

donde:

CE_w = Conductividad eléctrica ponderada del estrato 0 a 60 cm

CE₁ = Conductividad eléctrica del estrato 0 a 30 cm

CE₂ = Conductividad eléctrica del estrato 30 a 60 cm

Otra parte del análisis consistió en correlacionar la CE medida en campo, con los valores de reflectancia de las parcelas de prueba. Para la obtención de los valores de reflectancia de los puntos de observación, se recortaron subimágenes de los terrenos de prueba, mediante la localización de cada uno de ellos en la imagen; se desplegaron en las bandas TM2, TM3, TM4 y TM5 y se imprimieron en papel. En cada una de las cuatro impresiones se ubicaron en forma manual los transectos y los puntos de muestreo de suelo y planta. Esta acción pudo realizarse porque se dispuso de los croquis de las parcelas, en los que se señalaron distancias y puntos de referencia.

Los valores de reflectancia obtenidos en cada punto de muestreo, representado por un pixel, se utilizaron para el cálculo del NDVI. Para calcular este índice se utilizaron los valores de reflectancia del rojo, TM3, 600 a 700 nm, e infrarrojo cercano TM4, 750 a 1350 nm, mediante la siguiente fórmula:

$$NDVI = (TM4 - TM3) / (TM4 + TM3)$$

Los valores de NDVI se correlacionaron con el rendimiento relativo, rendimiento de grano y la CE, y se obtuvieron las gráficas correspondientes.

Con los valores de las bandas TM2, TM3, TM4 y TM5, el rendimiento de grano y la conductividad eléctrica, se obtuvieron ecuaciones de regresión múltiple para predecir el rendimiento y la CE de toda la

superficie de trigo del distrito de riego. Este análisis se realizó con el programa de cómputo Quatro Pro.

Al finalizar la digitalización del mosaico del trigo en la imagen, se presentaron interrogantes sobre la veracidad de la información utilizada, por lo cual se hizo necesario una revisión de las áreas que habían sido digitalizadas. Esta acción se hizo en julio, dos meses después de la trilla. Consistió de una comparación minuciosa de los polígonos digitalizados en la imagen, con el mosaico definitivo del cultivo de trigo; ello mejoró la delimitación del trigo con respecto a otros cultivos en desarrollo contemporáneos con el trigo y con otros usos del suelo.

Con la subimagen o máscara obtenida de todas las áreas de trigo exclusivamente, se hizo una clasificación no supervisada con la utilización de siete y doce categorías. Para realizar esta clasificación se utilizó el programa de cómputo GRASS. Además de las cuatro bandas señaladas, se decidió emplear el índice de vegetación normalizado como si fuera otra banda de la imagen. Con este procedimiento, se obtuvo un análisis estadístico para cada banda por categoría (media, desviación estándar, etc.), así como una impresión en papel.

Se hizo un análisis de costos para comparar lo que cuesta producir un mapa de salinidad con imágenes y la obtención de un mapa de salinidad con los procedimientos tradicionales.

Con fines de presentación y divulgación de los resultados de este estudio, se imprimió en color el mapa de clases de salinidad con una impresora Novajet II.

RESULTADOS

Las mediciones de CE del suelo en las parcelas de prueba y los valores de reflectancia de los puntos de muestreo extraídos de la imagen, se sometieron a un análisis de regresión para medir el grado de relación entre las variables. De estas regresiones, se utilizó un modelo para clasificar el área bajo estudio y producir el mapa de salinidad.

Correlación entre la CE y los Valores de Reflectancia

Las cuatro parcelas de prueba mostraron gran variabilidad en la distribución de las sales; la gama de valores encontrada varió de 0.5 hasta 18 dS m⁻¹. Los lotes 179 y 57 tuvieron mayor afectación por sales, a tal grado que los valores de CE más altos se encontraron en

algunas partes donde los terrenos presentaron manchas sin plantas.

A pesar de que en el lote 17-19 se obtuvieron todos los datos de salinidad y de rendimiento, se decidió no incluirlo en el estudio porque tuvo fuerte infestación de maleza y como consecuencia, la información de rendimiento obtenida en campo no era suficientemente confiable.

Se realizó un análisis estadístico en diferentes etapas. Primero, se hizo un ajuste a la cantidad de valores observados, ya que algunos puntos no mostraban ninguna relación entre sí, para dejar un total de 43 de los 57 puntos que sumaban los tres lotes indicados. Para cada parcela, y en forma global, se corrieron regresiones lineales múltiples para correlacionar la CE y el rendimiento con los valores de reflectancia. El resultado fue que los coeficientes de correlación fueron más altos cuando todos los valores se analizaron en forma global (Cuadro 1), por lo que se adoptó esta forma de análisis.

La siguiente etapa consistió en calcular el NDVI para todos y cada uno de los puntos de observación. Los valores resultantes se correlacionaron con la CE y el rendimiento (Cuadro 1). Se pudo observar que la salinidad existente en el estrato 0 a 60 cm afecta 54 %

Cuadro 1. Ecuaciones de regresión que relacionan los datos de campo con los valores de reflectancia, en los puntos de observación.

Ecuación de regresión†	Correlación (r)	Error estándar
1. $R = 6.47 - 0.431(CEw)$	0.735	1.46
2. $R = 0.285 + 7.742(NDVI)$	0.740	1.45
3. $CEw = 19.59 - 25.64(NDVI)$	-0.832	
4. $R = 5.88 - 0.179(RAS1) + 0.100(RAS2)$	0.248	2.11
5. $CEw = 0.819 + 0.551(TM2) - 0.011(TM3) - 0.100(TM4)$	0.857	1.93
6. $CEw = 0.834 + 0.566(TM2) + 0.058(TM3) + 0.083(TM4) - 0.072(TM5)$	0.859	1.95
7. $CEw = -2.61 + 0.653(TM2) + 0.074(TM3) - 0.103(TM4) - 0.075(TM5) + 5.415(ND42)$	0.859	1.97

† R = Rendimiento de grano de trigo, t ha⁻¹

CEw = Conductividad eléctrica del suelo ponderada 0 a 60 cm, dS m⁻¹

NDVI = Índice de vegetación

ND42 = Índice de vegetación calculado con las bandas TM2 y TM4

RAS1 = Relación de adsorción de sodio en el estrato 0 a 30 cm

RAS2 = Relación de adsorción de sodio en el estrato 30 a 60 cm

al rendimiento. De acuerdo con la Ecuación 1, por cada unidad de aumento de la CE a partir de 4 dS m^{-1} , se reduce en 431 kg ha^{-1} el rendimiento de grano.

En las correlaciones, realizadas entre el rendimiento y el NDVI, se encontró que los valores de reflectancia extraídos de las bandas TM3 y TM4 en los puntos de observación, ligados al desarrollo que tenía el trigo cuando se tomó la imagen, predicen en 54 % el rendimiento; el coeficiente obtenido fue de $r=0.74$, Ecuación 2. Estos mismos valores de reflectancia explican en 69 % los contenidos de salinidad del suelo ($r=0.83$, Ecuación 3). Los coeficientes coinciden con los valores reportados por Wiegand y Lingle (1994). Con estos resultados se confirmó que el NDVI es un parámetro confiable para inferir la salinidad del suelo, así como para estimar el rendimiento del cultivo.

Los suelos sódicos ocupan 4370 ha, equivalentes a 51.3 % del total de 8513 ha ensalitradas (CNA, 1995). En las tres parcelas de prueba se observó, visualmente, la presencia de sodio en algunas fracciones de los terrenos, por lo que se realizaron determinaciones en el laboratorio de este elemento. Los resultados mostraron valores de RAS hasta de 15.2 que es equivalente a 17.8 por ciento de sodio intercambiable (PSI). Este valor se considera como peligroso, ya que rebasa el nivel de 15 % considerado como límite (Richards, 1974). Estos resultados motivaron a que se correlacionara la RAS y el rendimiento. Se determinó que el sodio influye muy poco en el desarrollo del trigo, reflejado en el rendimiento de grano (Ecuación 4); por este motivo, no se le consideró en los modelos que se generaron para estimar la salinidad y el rendimiento de la superficie del distrito sembrada con trigo.

La tercera y última etapa de este análisis, sí consistió en establecer el nivel de relación entre los valores de reflectancia de las bandas con la salinidad (Ecuación 5). Los valores de reflectancia se obtuvieron a partir del manipuleo de las parcelas de prueba en las imágenes, con un menú específico del software GRASS, de donde se extrajeron los valores correspondientes a cada píxel (representado por un punto de observación individual), de cada parcela y para cada banda.

El coeficiente de regresión obtenido para estimar la salinidad, $r^2=0.73$, indica que las diferencias en el desarrollo que presentaban las plantas en el momento de la toma de la imagen, medidas a través de los valores de reflectancia del verde, rojo e infrarrojo cercano, se relacionan en 73 % con el contenido de salinidad medido en cada uno de estos puntos.

Este valor de 0.73 y los restantes valores del Cuadro 1 son confiables de acuerdo con lo reportado por Wiegand *et al.* (1994). Un factor más de confiabilidad hacia los modelos de regresión, es que los valores del error estándar son inferiores a 3 en todos los casos (Wiegand, 1994, comunicación personal).

El análisis de regresión múltiple incorporando la banda TM5 a las otras bandas, no mejoró el coeficiente de correlación (Ecuación 6) para estimar la CE a partir de los valores espectrales, ya que este coeficiente fue igual al de la Ecuación 8. En un intento por determinar si mejoraba la relación, con la incorporación de esta banda en el análisis, se incluyó otra variable, denominada ND42 (índice de vegetación 4,2) calculada a partir de las bandas TM2 y TM4:

$$ND42 = (TM4 - TM2) / (TM4 + TM2)$$

Esta banda fue analizada como una variable más. Sin embargo, el coeficiente de correlación tampoco mejoró (Ecuación 7). De lo anterior se interpreta que el contenido de humedad del suelo en el momento de la toma de la imagen, no puede ser considerado como una variable en este tipo de estudios.

Producción del Mapa de Salinidad

La subimagen de trigo del distrito, que había sido digitalizada en la imagen Spot, fue transferida a la imagen Landsat TM, con el fin de obtener los valores de reflectancia de todos los píxels de esta subimagen para las bandas TM2, TM3 y TM4. Con esta subimagen se creó una máscara, para lo cual se aplicó el atributo uno al área de trigo y cero a los otros usos del suelo del Valle del Carrizo.

Los valores de reflectancia extraídos de todos los píxels se sometieron a una clasificación no supervisada de siete y doce categorías. Se seleccionó la de siete categorías debido a que presentó mejor convergencia (99 %), de acuerdo con la matriz de clases realizada y porque dio valores estimados de CE y rendimiento más ajustados a los observados en el campo.

Los valores medios de reflectancia de cada clase de cada banda, se sustituyeron en la Ecuación 5, para calcular valores de salinidad (CEw) para cada clase. A cada clase le correspondió un valor de CE estimado. Estos mismos valores también se sustituyeron en la ecuación de rendimiento, lo cual permitió estimar valores de rendimiento para las siete categorías. Sin

Cuadro 2. Estimación de la conductividad eléctrica del suelo a partir de la clasificación no supervisada y de la ecuación de regresión.

Parámetro	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5	Clase 6	Clase 7
TM2 [†]	26.15	22.25	20.44	19.59	19.16	19.17	19.82
TM3	28.70	20.40	17.05	15.49	14.64	14.31	14.53
TM4	53.36	65.40	74.67	82.35	89.49	98.20	111.12
% P	7.01	13.91	18.35	20.02	19.15	15.03	6.52
CEW	9.58	6.31	4.43	3.21	2.27	1.40	0.47

† TM2= Verde, TM3= Rojo, TM4= Infrarrojo Cercano, % P= Porcentaje de píxels de la clase, CEw= Conductividad Eléctrica 0 a 60 cm estimada para la clase.

embargo, estos resultados no se presentarán en el presente trabajo.

Del análisis realizado con siete categorías, se encontró un total de 215 456 píxels de la subimagen de trigo, la mayor cantidad quedó agrupada en las clases 3, 4 y 5 (57.4%) (Cuadro 2).

A partir de la Ecuación 5 y de los valores de reflectancia medios de la clasificación no supervisada, se obtuvieron valores de salinidad para cada una de las siete categorías. Los valores de salinidad estimados se tomaron como referencia para determinar los valores de salinidad límite de la clasificación del mapa de salinidad. Estos valores límite superior e inferior de CE estimados fueron 9.58 dS m⁻¹ y 0.47 dS m⁻¹, respectivamente (Cuadro 2). A cada valor de CE estimado le correspondió una determinada cantidad de píxels. La mayor cantidad de píxels equivalente a 123 923 (57.4%) tuvo valores de CE estimados entre 2 y 5 dS m⁻¹, los cuales corresponden a los de suelos clasificados como normales y salinos (Richards, 1974) y a las categorías de suelos de primera, segunda y tercera clases (De la Peña, S/F).

Con base en la Ecuación 5 y a través de la ejecución de un programa específico elaborado con una subrutina del programa GRASS, aplicado a 215 456 píxels del área de trigo, se decidió clasificar esta imagen en 5 categorías de salinidad, con lo que resultó un mapa de salinidad para 19,387 ha (Figura 2). De esta superficie estudiada, 6927 ha (36%) tienen problemas de salinidad, ya que los valores estimados de CE son mayores que 4 dS m⁻¹ y corresponden a la categoría de suelos salinos (Richards, 1974). Las 12 460 ha restantes son suelos normales que en teoría no tienen problemas para producir trigo. Las superficies más afectadas se localizaron en la parte baja, cerca de la costa y también en la parte noreste del distrito de riego (Figura 2). Los valores de CE superiores a 4 dS m⁻¹ son restrictivos para muchos cultivos como maíz, frijol, hortalizas y frutales (Ayers y Westcot, 1987).

Los resultados del presente estudio coinciden con el mapa de salinidad analizada o de clases de salinidad que reporta el distrito de riego (CNA, 1995), excepto que con las imágenes se encontraron áreas afectadas en la región noreste, no reportadas por la CNA. La superficie de trigo sembrada que reportó el distrito de riego fue de 21 397 ha (Patrón, comunicación personal), que no coincide con la que se estimó en este trabajo. Posiblemente, la diferencia se debió a que el mosaico del cultivo que se digitalizó estaba incompleto, o que algunos agricultores cambiaron de cultivo y no lo notificaron a los módulos de riego, entre otras causas.

El distrito de riego reporta 8513 ha afectadas por las sales, que es una superficie superior a las 6927 ha identificadas con las imágenes. Esta diferencia se debe, en parte, a que la metodología aplicada con las imágenes no detecta los terrenos ensalitrados que están ociosos, y a que algunas parcelas afectadas con algún grado de salinidad estuvieron cultivadas con plantas diferentes al trigo; por ejemplo, el maíz ocupó 9 605 ha durante el periodo de este estudio. Un último factor que pudo influir en los resultados, es la variación en cuanto al material genético del trigo sembrado por los agricultores, y al manejo agronómico del cultivo. Por ejemplo, algunas de las variedades utilizadas fueron Aconchis, Altar y Angostura, que tienen diferencias en cuanto a su potencial genético. La desatención de estos factores, particularmente el problema de maleza, que se reflejó en los bajos rendimientos de grano que se reportaron en algunos casos, pudo influir negativamente en la magnitud de los valores de reflectancia y, por ende, en los resultados finales.

Con fines de presentación de este mapa, se utilizó el mismo patrón de colores con el que la CNA publica los mapas de salinidad analizada, excepto el color negro; esto es, de color azul las superficies con menos de 4 dS m⁻¹, de verde entre 4-8 dS m⁻¹, de amarillo entre 8-12 dS m⁻¹, de rojo entre 12-20 dS m⁻¹ y de café superficies con más de 20dS m⁻¹ (Figura 2). Se hizo

una diferenciación con la clasificación de la CNA, la cual utiliza las clases 12-20 y >20 dS m⁻¹, en vista de que en las parcelas de prueba, las condiciones más críticas en las que se encontraron plantas de trigo, tuvieron valores de CEw hasta de 14.2 dS m⁻¹, por lo cual se redujo la amplitud de la clase, a 12-16 dS m⁻¹.

El mapa de salinidad generado se comparó visualmente con el correspondiente mapa publicado por el distrito de riego y se observó buena relación entre

ellos. Se analizaron los costos para obtener el mapa de salinidad con imágenes de satélite y con los procedimientos tradicionales, así como el tiempo necesario para disponer de los resultados. Se encontró que es más barato y rápido aplicar la metodología de las imágenes, ya que el costo por hectárea fue N\$ 2.0 y los resultados se logran en seis meses, en comparación con N\$ 3.3 tradicional y un año del método tradicional.

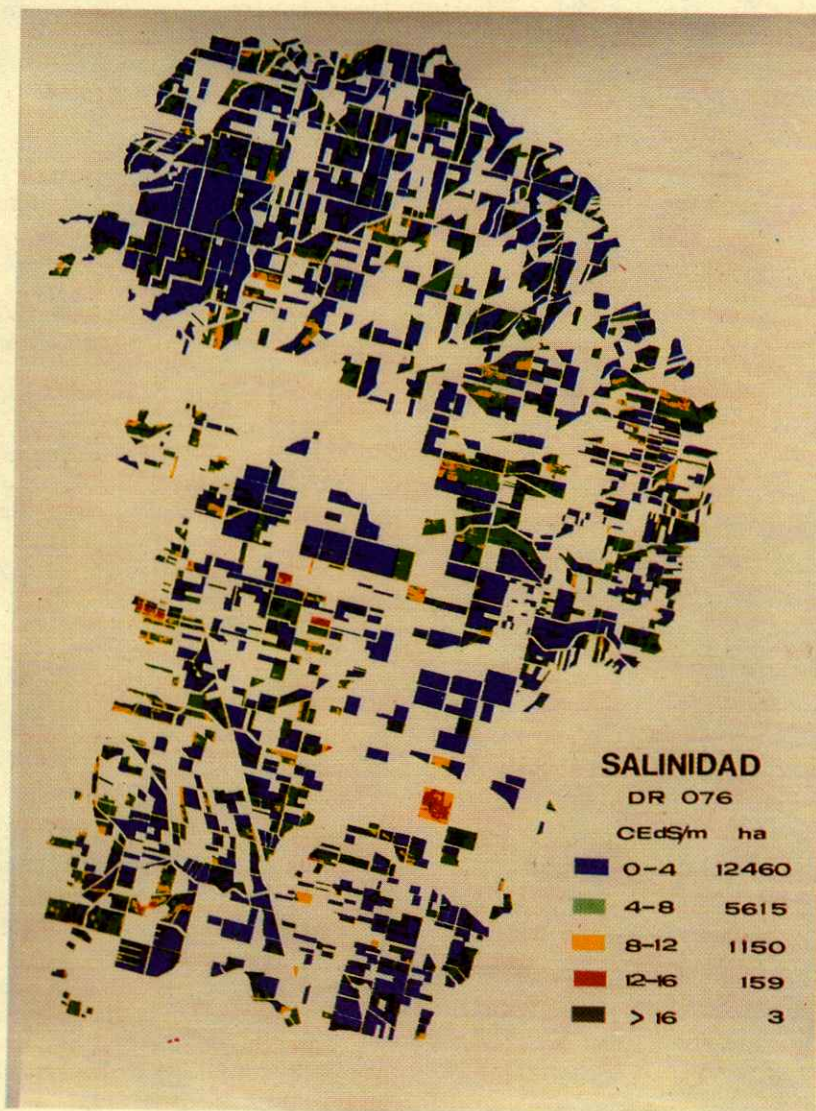


Figura 2. Mapa de clases de salinidad de suelos del Distrito de Riego Valle del Carrizo, obtenido con imágenes de satélite.

CONCLUSIONES

Se cumplió con los objetivos de identificar la salinidad del suelo y generar un mapa de salinidad, con la aplicación de imágenes de satélite, del Distrito de Riego 076 Valle del Carrizo, Sinaloa.

La metodología aplicada en este estudio con el uso de imágenes de satélite Landsat TM y Spot Pancromática, permite identificar y cuantificar la salinidad de un suelo agrícola irrigado, a nivel de un distrito de riego, cuando se utiliza un cultivo extensivo como indicador de las sales.

Mediante la aplicación de imágenes de satélite Landsat TM y Spot Pancromática y su correlación con observaciones de campo, se obtuvo un mapa de salinidad para una superficie de 19 387 ha cultivadas con trigo, en el ciclo agrícola otoño-invierno 1993-1994, en el Distrito de Riego Valle del Carrizo, Sin. De esta superficie estudiada, se identificaron 6927 ha con diferentes grados de salinidad.

La obtención del mapa de salinidad, con el uso de imágenes de satélite del Valle del Carrizo, se logró en menor tiempo y costo que los invertidos por el distrito de riego para producir un mapa de salinidad analizada.

La producción de mapas de salinidad con el uso de imágenes de satélite, puede ser de utilidad para planificar la aplicación de recursos a través de los programas de conservación de los distritos de riego, si se considera la selección de las superficies prioritarias para los trabajos de recuperación de suelos y de drenaje.

AGRADECIMIENTOS

En la realización de este trabajo participaron varias personas las cuales prestan sus servicios en: Distrito de Riego Valle del Carrizo, Sin., Asociación de Usuarios del Distrito de Riego Valle del Carrizo, Sin., Laboratorio de Sensores Remotos del USDA-ARS, de Weslaco, Texas, E.U.A, así como del IMTA, en Jiutepec, Morelos. A todas estas personas expresamos un profundo reconocimiento, porque gracias a sus esfuerzos, fue posible terminar exitosamente el presente estudio. Una mención especial para: Dr. Craig L. Wiegand, Ing. Néstor Gastelo, Ing. Rodrigo Patrón Castro, Dr. Gerald L. Anderson, Lic. Jorge Brena Zepeda e Ing. Nessi Jezreel Rivera Ulloa.

LITERATURA CITADA

- Ayers, R. S. y D.W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje No. 29, Rev. 1. Roma.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 1995. Datos Generales y Diagnóstico de la Salinidad, Distrito de Riego No. 076 Valle del Carrizo, Sinaloa, México.
- De la Peña, I. S/F. Salinidad de los suelos agrícolas. Su origen, clasificación, prevención y recuperación. Boletín Técnico No. 10, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- De la Peña, I. 1993. Problemas de salinidad y drenaje en México. Comisión Nacional del Agua, Gerencia Regional en el Noroeste, Ciudad Obregón, Sonora.
- Fernández G., R. 1990. Algunas experiencias y proposiciones sobre recuperación de suelos con problemas de sales en México. Terra 8: 226-240.
- Pulido M., L. 1994. Anexo técnico del estudio general de salinidad analizada. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos.
- Pulido M., L., C. Rodríguez Z., D. Estrada y J. Brena Z. 1993. Identificación de suelos ensalitrados mediante el uso de técnicas modernas. Memoria de la III Reunión Nacional de Halófitas y Manejo de Aguas y Suelos Salinos. Colegio de Postgraduados. SARH, CNA, Montecillos, México.
- Rhoades, J.D. 1992. Recent advances in the methodology for measuring and mapping soil salinity. International Symposium on Strategies for Utilizing Salt Affected Lands. Feb. 17-25. Bangkok, Thailand.
- Richards, L. A. 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. LIMUSA, México.
- Sanvicente S., H. 1992. Principios de percepción remota y bases para la fotointerpretación de imágenes multispectrales. 1a. edición. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua, Jiutepec, Morelos, México.
- Wiegand, C. L. y S. E. Lingle. 1994. Effect of soil salinity on growth and yield of sugarcane. Trans. 15th World Congress of Soil Science. July 10-16. Acapulco, México. Vol. 3b: 378-379.
- Wiegand, C.L., D.E. Escobar y S.E. Lingle. 1993. Growth and yield responses of sugar cane to saline soil. I. Sensing and mapping using aerial videography. In: Proc. Inter American Sugar Cane Seminars. Sept. Miami, Fl.
- Wiegand, C.L., J.H. Everitt y A.J. Richardson. 1992a. Comparison of Multispectral Video and Spot-1 HRV observations for cotton affected by soil salinity. Int.J.Remote Sensing 13: 1511-1525.
- Wiegand, C.L., J.D. Rhoades, D.E. Escobar y J.H. Everitt. 1994. Photographic and videographic observations for determining and mapping. The response of cotton to soil salinity. Remote Sens. Environ. 48: 1-25.
- Wiegand, C.L., J.D. Rhoades, J.H. Everitt y D.E. Escobar. 1992b. Comparison of photography, videography and Spot-1 HRV digital observations for salinity assessment in the San Joaquin Valley of California. In: Land Reclamation. Advances in Research & Technology. Proceedings of the International Symposium. 14-15 December. Am. Soc. of Agric. Eng. Nashville, Tennessee.

FERTILIZACION FOLIAR EN NARANJO 'VALENCIA LATE' EN ALAMO Y MARTINEZ DE LA TORRE, VERACRUZ

Foliar Fertilization on 'Valencia Late' Orange at Alamo and Martinez de la Torre, Veracruz

Almaguer V. G¹., R. Maldonado T²., F. Herrera M¹., C. Tirado B., M. Contreras A¹

RESUMEN

La zona de Alamo y Martínez de la Torre, en Veracruz, es la más importante área productora de naranjas a nivel nacional. Sin embargo, existen factores que limitan el incremento de la producción de este frutal, como el manejo inadecuado de la nutrición de los árboles, que se agrava por el alto costo de los fertilizantes. Esto ha traído como consecuencia que muchos productores inviertan menos en ellos. Por lo anterior, se planteó el objetivo de incrementar la producción de frutos reduciendo las cantidades de fertilizantes nitrogenados utilizados y evaluar el estado nutrimental de naranjos 'Valencia Late', por efecto de la fertilización foliar. Se establecieron dos experimentos en Alamo y uno en Martínez de la Torre, Veracruz, en huertos de naranjo 'Valencia Late' injertados en *Citrus aurantium* L. Los tratamientos asperjados al follaje fueron: 4 % de urea con bajo contenido de biuret (urea foliar), 4 % de urea normal (comercial), 0.4 % de sustancias húmicas (Humitrón) y fertilizante completo. Se tuvo como testigo a la fertilización al suelo. El tratamiento más sobresaliente en los tres experimentos lo constituyó la urea foliar con bajo contenido de biuret, que promovió en los tres experimentos aproximadamente 60 % más de frutos normales que el testigo, en promedio, a pesar que en una huerta de Alamo, se tenían índices de balance de nitrógeno adecuados. En el experimento de Martínez de la Torre, en los árboles asperjados con urea con bajo contenido de biuret, se logró 53.5 % más de amarre de frutos que con el fertilizante completo y 79.82 % más frutos aventureros que el testigo. En relación con el balance nutrimental, evaluado por la técnica Kenworthy, se encontró que no hubo diferencias marcadas entre tratamientos y la aplicación del tratamiento completo sólo mejoró el nivel del zinc.

Departamento de Fitotecnia¹ y Suelos², Universidad Autónoma Chapingo, 56230 Chapingo, Estado de México, México.
E-mail: almaguer@taurus1.chapingo.mx

Aceptado: Junio de 1997.

Palabras clave: *Citrus sinensis* L. Osbeck, urea foliar, producción de frutos.

SUMMARY

The northern part of Veracruz is Mexico's most important orange-producing region. However, there are factors that limit the increase in production. One of these factors is inadequate management of tree nutrition, a factor that is becoming worse because of a constant rise in fertilizer costs. The objective of this study was to increase fruit production and to quantify the nutritional state of 'Valencia Late' orange trees (*Citrus sinensis* L. Osbeck) treated with foliage fertilization in order to assess the technique to reduce the fertilizer used. Two experiments were set up in Alamo and one in Martinez de la Torre, Veracruz. Orchards of 'Valencia Late' orange trees grafted onto *Citrus aurantium* L. were used. The treatments evaluated were sprayed onto the foliage: urea with a low content of biuret (foliage urea) at 4 %; commercial urea at 4 %; Humitrón at 0.4 %; complete fertilizer. The control was soil fertilization. The treatment with the best results of the three experiments was urea with low biuret. This treatment promoted 60 % more numbers of fruits per tree than did the control. However, the nutritional balance of the trees of all treatments, evaluated by means of the Kenworthy technique, was not significantly different; the complete fertilizer only increased the zinc level.

Index words: *Citrus sinensis* L. Osbeck, foliar urea, fruit production

INTRODUCCION

El naranjo es el frutal más importante en México, tanto por su superficie sembrada (257 600 ha), como por su volumen de producción, que en 1992 fue de 2 800 000 t (Gutiérrez, 1994).

Aunque este cítrico se siembra en más de 25 estados de la República, en la zona norte de Veracruz,

que incluye los municipios de Alamo y Martínez de la Torre, se cultiva 56.5 % de la superficie nacional (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1993). Esta zona presenta un potencial productivo de 30-45 t ha⁻¹, pero éste no se alcanza debido a que no se aplican adecuadamente las técnicas de manejo necesarias en las huertas. La nutrición y fertilización son prácticas culturales que reciben poca atención, ya que el costo de los fertilizantes es alto; en contraste, el ingreso que reciben los citricultores no se mejora, lo que ha traído como consecuencia que los productores apliquen menor cantidad de fertilizantes y los rendimientos disminuyan aún más, por lo que es necesario buscar opciones más económicas, pero que puedan incrementar el rendimiento de frutos.

La fertilización química al suelo es la forma más comúnmente utilizada para abastecer de nutrimentos a los cultivos. Para la zona norte de Veracruz, Curti *et al.* (1993) indicaron que los naranjos mayores de 10 años de edad deben de fertilizarse con una dosis de 920 g de nitrógeno al suelo por árbol por año, aunque esta cantidad puede variar de acuerdo con el vigor y cantidad de fruta producida por los árboles.

Sin embargo, pueden existir características químicas, físicas y biológicas que limiten la disponibilidad de dichos nutrimentos en la solución del suelo, porque pueden originar problemas de absorción, fijación y lixiviación. También actualmente se está acentuando el problema por contaminación con nitratos en diferentes zonas del país (Castellanos y Peña-Cabriales, 1990). Bajo estas condiciones, la fertilización foliar es particularmente útil y representa una buena alternativa para disminuir la contaminación por nitratos (Swietlik y Faust, 1984). Tisdale y Nelson (1985) mencionan que la fertilización foliar se debe utilizar no sólo en aquellos casos donde la disponibilidad de los nutrimentos en el suelo sea un problema, sino también en donde se necesite subsanar problemas de deficiencias en los cultivos, sobre todo porque mediante esta técnica, los nutrimentos se asimilan en forma más rápida. Además, la nutrición vía foliar resulta más económica que la fertilización al suelo, por los bajos niveles de producto utilizado, por su mayor aprovechamiento y por el alto grado de eficiencia (Alexander y Schroeder, 1987; Eibner, 1985; Swietlik y Faust, 1984).

Gómez *et al.* (1994) observaron en la zona norte de Veracruz una respuesta muy satisfactoria de algunos

cítricos a las aspersiones foliares de nutrimentos, como complemento a la del suelo. Embleton y Jones (1974) mencionan que la urea asperjada al follaje de naranjos, fue tan efectiva como la aplicada al suelo para incrementar la producción de frutos, aunque se requieren hacer aplicaciones foliares más frecuentemente en relación con las aplicadas al suelo. Por otra parte, Anwar y Lovatt (1994) hicieron aplicaciones foliares de urea con bajo contenido de biuret a dosis de 1.2 % durante el invierno, complementarias a la fertilización al suelo, y obtuvieron incrementos en el número y tamaño de frutos de naranjo 'Washington Navel', durante tres años consecutivos, en relación con los árboles que no recibieron estas aspersiones. Por lo anterior, el objetivo planteado en este trabajo fue cuantificar la producción de frutos normales y aventureros y el estado nutrimental de árboles de naranja 'Valencia Late', por efecto de la fertilización foliar.

MATERIALES Y METODOS

Se realizaron tres experimentos desde agosto de 1994 a noviembre de 1995, en huertos comerciales de naranjo 'Valencia Late', plantados en marco real a 7 X 7 m e injertados sobre naranjo agrio (*Citrus aurantium* L.). Durante este período, las condiciones climáticas fueron las normales.

Experimento 1

Se ubicó en el municipio de Martínez de la Torre, Veracruz, que está a 20° 10.4' de latitud norte, 97° 6.7' de longitud oeste y altitud de 120 m (García, 1988). Los suelos que predominan en esta zona son del tipo luvisol y vertisol, con un pH que varía de ligeramente ácido a moderadamente alcalino (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1988). Su clima es cálido húmedo, con una temperatura media anual de 27 °C y precipitación anual total de 1293.6 mm (García, 1988). El manejo que había recibido el huerto había sido regular, de acuerdo con la clasificación de Gómez *et al.* (1994), ya que el productor no realizó aplicaciones de insecticidas ni fungicidas y controlaba las malezas tres veces al año con 2 L ha⁻¹ de glifosato, chaponeos y aplicaba 80 kg de 18-46-00 ha⁻¹ año⁻¹, aplicándolo una vez al año, en el mes de julio, haciendo una zanja en la zona de goteo

del árbol, de aproximadamente 10 cm de profundidad y posteriormente tapándolo. Se utilizó ese huerto porque es el representativo de esa zona.

Experimento 2

Se estableció en la zona de Alamo, Veracruz, que se localiza a 20° 45' de latitud norte y 97° 72' de longitud oeste y altitud de 92 m (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1988). El suelo en la zona es del tipo regosol, el cual se caracteriza por no presentar horizontes distintos, con tonalidades claras y parecidas a las rocas que le dieron origen, poco profundos y de textura arcillo-limosa (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1988). Esta zona presenta un clima cálido húmedo, con una temperatura media anual de 24 °C y precipitación total anual de 1254 mm (García, 1988). El huerto es de topografía plana con manejo adecuado, de acuerdo con Gómez *et al.* (1994), lo que implica aplicación de fertilizantes al suelo en dosis de 180-60-40 unidades ha⁻¹ año⁻¹, aplicado al voleo en la zona de goteo del árbol y tapándolo posteriormente, fertilizaciones foliares y control aceptable de plagas, enfermedades y malezas.

Experimento 3

También se realizó éste en Alamo, Veracruz, en condiciones climáticas y edáficas parecidas al huerto del Experimento 2, pero con pendientes promedio de 50 % y con manejo inadecuado (Gómez *et al.*, 1994), ya que únicamente se eliminaba la maleza una vez al año y no se habían aplicado fertilizantes desde seis años antes, lo que es común en la zona.

Tratamientos

Los tratamientos asperjados al follaje fueron: urea con bajo contenido de biuret (urea foliar) al 4 %; urea normal (comercial) al 4 %; sustancias húmicas (Humitrón) al 0.4 % y fertilizante completo. El testigo consistió en árboles que recibieron fertilización al suelo, en la dosis que aplicaba el productor, sin fertilización foliar. El fertilizante completo contenía los siguientes productos: urea foliar 1 %; fósforo (fosfacel-800) 0.4 %, nitrato de potasio 0.4 %, boro 0.2 %, sulfato de hierro al 0.2 %, sulfato de zinc 0.2 %, sulfato de manganeso 0.2 % y sulfato de cobre

al 0.2 %. Se realizaron seis aspersiones en total de los tratamientos aplicados al follaje, hasta punto de goteo con una bomba de motor. Las aplicaciones se efectuaron cada dos meses y se iniciaron el 8 de agosto de 1994. Para los tres experimentos se utilizó un diseño experimental de bloques completamente al azar, con cinco repeticiones y un árbol como unidad experimental. Los árboles seleccionados fueron de tamaño y vigor similar; esto se hizo procurando no incluir en el experimento a los árboles chicos o grandes, sólo los medianos.

Variables evaluadas

Número total de frutos normales (de la cosecha invernal). Se contó el número total de frutos de la cosecha principal, que se realiza en diciembre, en cada una de las unidades experimentales y se obtuvieron promedios. Este conteo se efectuó el 20 de mayo de 1995, en los tres lotes experimentales.

Número total de frutos aventureros (mayeros). Se contó el número total de frutos aventureros de mayo, que se presentaron durante 1994-1995, en los árboles del experimento ubicado en Martínez de la Torre. Estos frutos son sumamente apreciados por el productor, ya que alcanzan precios de venta hasta 400 % más que los normales. Esta evaluación se realizó el 20 de mayo de 1995 y 9 de septiembre de 1996.

Número de frutos amarrados. Se estimó el número de frutos que habían amarrado, para lo cual se contó el número de frutos con más de 1 cm de diámetro en 10 ramas de 50 cm de largo, distribuidas alrededor del árbol, en cada una de las unidades experimentales. Esta evaluación se realizó el 12 de marzo de 1995 y el 20 de mayo de 1995, en el experimento de Martínez de la Torre, Veracruz y sólo se hizo en ramas situadas a una altura aproximada de 1.80 m del nivel del suelo, debido a la dificultad que representaba contar frutos pequeños en ramas superiores.

Análisis vegetal. Se obtuvieron muestras de hojas de cinco meses de edad, sanas, de tamaño similar y colocadas en la quinta posición de ramas vegetativas sin frutos, contando del ápice a la base. Se colectaron 100 hojas por tratamiento, a una altura aproximada de 1.80 m del nivel del suelo, que hubieran estado recibiendo total iluminación y distribuidas en los cuatro puntos cardinales del árbol en los tres lotes experimentales. Las muestras se transportaron en una

hielera portátil al laboratorio central de la Universidad Autónoma Chapingo, donde se procesaron en la forma siguiente: Se lavaron utilizando "Teepol" y, posteriormente, se enjuagaron tres veces con agua destilada. Se eliminó el exceso de agua con papel absorbente y se colocaron en una estufa a 60 °C durante 72 h para su secado y, posteriormente, se molieron con un equipo eléctrico provisto con una malla del número 40. El nitrógeno se determinó por el método micro-kjeldahl. El fósforo se determinó por el método complejo amarillo de vanamolibdato. El resto de los nutrientes se analizaron por digestión húmeda hecha con una mezcla de ácido sulfúrico, ácido perclórico y peróxido de hidrógeno, concentrados. El potasio se determinó por el método de flamometría. Los micronutrientes, el Ca y Mg, se evaluaron por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados se interpretaron mediante la técnica Kenworthy (1961). Se utilizaron como estándares los generados para esa zona por Maldonado y Vergara (1993).

Costos. Se hizo una comparación de los costos que implicó cada uno de los tratamientos aplicados a los árboles. Se consideró el costo de la cantidad de fertilizante utilizado, el monto total de los jornales y la cantidad de gasolina utilizada.

RESULTADOS Y DISCUSION

Experimento 1 (Martínez de la Torre, Veracruz)

Número de frutos amarrados. En la primera fecha de muestreo (12 de marzo), los árboles asperjados con urea normal presentaron diferencias significativas con respecto a los demás tratamientos (Cuadro 1), con 53.5 % más frutos amarrados en relación con el segundo mejor tratamiento. Similarmente, con tres aplicaciones de urea foliar asperjada en naranjos, se aumentó el amarre de frutos (Anwar y Lovatt, 1994). Para la segunda fecha de muestreo (20 de mayo), el mejor resultado se presentó en los árboles asperjados con urea foliar con bajo contenido de biuret.

Número de frutos de la cosecha invernal (normales) por árbol. En el primer conteo se tuvieron diferencias significativas en el número total de frutos normales, ya que los árboles tratados con urea foliar (Cuadro 2), presentaron 61 % más frutos que los árboles del testigo. En la segunda fecha de muestreo se observó

Cuadro 1. Efecto de fertilizantes foliares en el número de frutos amarrados por rama en naranjo 'Valencia Late' en dos fechas de muestreo en Martínez de la Torre, Veracruz.

Tratamientos	12 de marzo de 1995	20 de mayo de 1995
Urea comercial (4 %)	36.90 a*	0.66 ab
Fertilizante completo	17.15 b	1.00 a
Sustancias húmicas al 0.4 %	11.91 b	1.05 a
Urea con bajo biuret (4 %)	10.06 b	1.05 a
Testigo sin fertilización foliar	8.68 b	0.36 b
DMS	11.79	0.62

* Medias con la misma letra dentro de columnas no son estadísticamente diferentes (Tukey, $\alpha=0.05$).

también que los árboles de todos los tratamientos produjeron más frutos que los naranjos utilizados como testigos.

Número de frutos aventureros de mayo por árbol en Martínez de la Torre, Veracruz. En la variable de frutos aventureros de mayo destacan los resultados de los árboles a los que se les aplicaron sustancias húmicas, urea foliar y el fertilizante completo (Cuadro 2). Los árboles del mejor tratamiento presentaron 79.82 % más frutos mayeros en relación con los árboles testigo. Referente a esto, Kiely *et al.* (1972) indicaron que al incrementar las cantidades de nitrógeno aplicadas vía foliar en naranjos, aumentaba el número de frutos producidos. Los resultados de la segunda fecha de muestreo en esta variable (Cuadro 2) indican que los árboles que recibieron la fertilización con urea comercial, mostraron diferencias significativas en relación con los demás tratamientos. Como estos frutos le interesan mucho al productor, porque alcanzan precios de venta hasta 400 % más que los normales, es conveniente realizar este tipo de fertilización.

Balance nutricional. En los árboles que recibieron el tratamiento completo se presentó un efecto positivo en la absorción foliar de Zn, Mn, Fe y Cu, ya que la concentración foliar fue mayor que en los tratamientos en los cuales no se aplicaron dichos nutrientes (Cuadro 3). En lo que respecta a los nutrientes K y N, en la mayoría de los árboles tratados resultaron deficientes, debido posiblemente a que la concentración aplicada fue muy baja y en la planta no se manifestaron incrementos en la concentración de estos nutrientes. El orden de requerimiento nutricional no se afectó considerablemente en las hojas de los árboles tratados.

Cuadro 2. Número promedio por árbol de frutos aventureros (de mayo), y normales por efecto de la aplicación de fertilizantes foliares, en naranjo 'Valencia Late' en Martínez de la Torre, Veracruz.

Tratamientos	20 de mayo		9 de septiembre	
	FN†	FM‡	FN	FM
Urea de bajo biuret (4 %)	225.67 a*	113.33 a	77.00 a	104.17 ab
Urea comercial (4 %)	193.50 ab	78.00 b	70.33 ab	159.33 a
Sustancias húmicas (0.4 %)	163.17 ab	115.63 a	90.50 a	73.00 b
Fertilizante completo	123.67 ab	89.83 a	87.50 a	59.67 b
Testigo sin fertilización foliar	87.50 b	23.33 c	32.17 b	47.40 b
DMS	110.19	61.38	41.66	60.59

† FN = Frutos normales (de la cosecha invernal). ‡ FM = Frutos aventureros (de la cosecha de mayo).

* Medias con la misma letra dentro de columnas no son estadísticamente diferentes (Tukey $\alpha=0.05$).

Cuadro 3. Composición nutrimental de hojas de naranjo 'Valencia Late' en un huerto en Martínez de la Torre, Veracruz (Noviembre de 1995).

Tratamientos	Composición mineral										Orden de requerimiento nutrimental
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	B	
	g/100 g de M.S.										
	mg L ⁻¹										
1 CN	2.20	0.10	0.83	1.97	0.18	330.0	66.1	27.3	11.3	53	Mg>Ca>Zn>K>P>B>N>Mn>Cu>Fe
IB	90	85	70	60	59	203	100	60	102	91	
2 CN	2.25	0.11	0.80	1.79	0.13	242.3	101.9	24.2	10.0	51	Mg>Zn>Ca>K>P>N>Cu>B>Mn>Fe
IB	92	86	72	58	50	178	123	56	99	101	
3 CN	1.96	0.11	0.50	1.15	0.15	234.3	79.1	24.6	7.6	59	Ca>Mg>K>Zn>N>P>B>Cu>Mn>Fe
IB	81	83	55	48	53	159	108	56	94	89	
4 CN	1.94	0.11	0.87	1.07	0.12	472.6	117.1	116.8	17.0	68	Ca>Mg>K>N>P>B>Mn>Zn>Cu>Fe
IB	80	88	74	46	49	268	132	160	171	90	
5 CN	1.84	0.09	0.74	1.02	0.12	250.6	105.0	20.0	8.3	58	Ca>Mg>Zn>K>N>P>B>Cu>Mn>Fe
IB	77	78	68	46	49	166	125	51	95	93	

1 = Urea con bajo contenido de biuret. 2 = Urea comercial. 3 = Sustancias húmicas. 4 = Fertilizante completo. 5 = Testigo.

CN = Concentración nutrimental. IB = Índice de balance; deficiente a partir de IB ≤ 83 .

Experimento 2

Número de frutos normales de naranjos desarrollando en terreno plano, Alamo, Veracruz.

El mejor tratamiento fue la aspersión foliar de urea con bajo contenido de biuret, ya que los árboles tratados tuvieron el mayor número de frutos (Cuadro 4). Esto se debió posiblemente a que la urea asperjada foliarmente es rápidamente absorbida y metabolizada en el tejido de la hoja, y es un adecuado suplemento del nitrógeno aplicado al suelo, por lo que demuestra ser un medio eficiente para incrementar el rendimiento (Cahoon y Donoho, 1982).

Experimento 3

Número de frutos normales de naranjos desarrollando en terreno con pendiente, Alamo, Veracruz. Al realizar la prueba de comparación de medias, los árboles tratados con urea comercial y con bajo contenido de biuret, tuvieron mayor número de

Cuadro 4. Número promedio por árbol de frutos normales de naranjo 'Valencia Late' en respuesta a la aplicación de fertilizantes foliares en terreno plano y en lomerío, en Alamo, Veracruz.

Tratamiento	Terreno plano	Terreno en lomerío
Urea de bajo biuret (4 %)	242.40 a*	201.30 ab
Humitrón (0.4 %)	174.70 b	151.50 bc
Urea normal (4 %)	168.60 b	224.20 a
Testigo sin fertilización foliar	161.60 b	136.30 c
Fertilizante completo	155.50 b	150.50 bc

* Medias con la misma letra dentro de columnas no son estadísticamente diferentes (Duncan, $\alpha=0.05$).

frutos con relación al testigo. (Cuadro 4). Esto fue quizás porque a los árboles de este huerto se les suspendió el suministro de fertilizantes desde seis años atrás y al aplicar altas concentraciones de urea foliar, hubo incremento en la producción, no así en los árboles tratados con fertilizante completo y humitrón, en los cuales no se tenían dosis altas de nitrógeno y posiblemente fue demandado en otras funciones

Cuadro 5. Diagnóstico nutrimental mediante la técnica Kenworthy en naranjo 'Valencia Late', plantación en plano en Alamo, Veracruz.

Trata- mientos	g/100 g de M.S.										Orden de requerimiento nutrimental
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	Bo	
	----- mg L ⁻¹ -----										
1 CN	2.59	0.11	1.04	1.55	0.05	51.60	19.30	5.50	14.50	85.80	Mg≥Zn≥Ca≥Mn≥Fe≥K≥P≥N≥Cu≥B
IB	105.32	85.78	84.16	54.61	39.85	70.71	121.47	61.64	42.65	128.38	
2 CN	2.56	0.11	0.97	1.35	0.04	56.00	13.60	7.70	13.90	78.10	Mg≥Zn≥Ca≥Mn≥Fe≥K≥P≥N≥B≥Cu
IB	104.32	83.33	80.33	60.72	39.85	77.46	121.47	63.03	51.20	80.33	
3 CN	2.71	0.12	1.11	1.86	0.05	138.00	79.00	25.40	70.70	102.40	Mg≥Ca≥Mn≥K≥P≥Zn≥N≥Fe≥B≥Cu
IB	109.87	88.41	87.81	65.20	36.77	115.20	258.70	74.37	109.34	146.70	
4 CN	2.36	0.11	0.99	1.43	0.03	78.00	30.60	9.50	26.70	103.10	Mg≥Ca≥Zn≥Mn≥Fe≥K≥P≥N≥B≥Cu
IB	96.76	87.03	81.37	57.13	37.28	80.83	147.53	64.22	59.60	147.41	
5 CN	2.30	0.12	1.34	1.36	0.05	58.60	16.60	10.10	31.70	101.50	Mg≥Ca≥Mn≥Zn≥Fe≥P≥N≥K≥Cu≥B
IB	94.74	90.90	99.65	51.62	39.34	78.68	115.33	64.58	65.21	145.69	

1 = Urea con poco biuret (UF). 2 = Urea normal aplicada foliarmente (UN). 3 = Humitrón. 4 = Fertilizante completo. 5 = Testigo.
CN = Composición nutrimental. IB = Índice de balance Kenworthy.

Cuadro 6. Composición nutrimental de hojas de naranjo 'Valencia Late', en plantación en lomerío. Alamo, Veracruz.

Trata- miento	g/100 g de M.S.										Orden de requerimiento nutrimental
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	Bo	
	----- mg L ⁻¹ -----										
1 CN	2.25	0.10	1.67	1.47	0.07	86.00	11.00	4.60	26.50	105.40	Zn≥Mg≥Ca≥Mn≥Fe≥P≥N≥Cu≥K≥B
IB	92.90	84.25	133.60	59.59	46.02	78.38	105.36	62.15	43.52	149.94	
2 CN	2.36	0.09	1.81	1.75	0.07	117.60	24.30	6.80	16.20	88.00	Mg≥Zn≥Ca≥Mn≥P≥Fe≥N≥Cu≥K≥B
IB	96.74	78.64	124.20	52.34	38.83	81.75	99.20	62.44	47.77	130.87	
3 CN	2.25	0.08	2.11	2.21	0.13	76.30	18.00	10.40	23.10	106.50	Zn≥Mg≥Mn≥Ca≥P≥Fe≥N≥Cu≥B≥K
IB	92.74	76.90	158.70	67.77	47.56	91.72	95.40	62.71	45.10	151.15	
4 CN	2.35	0.10	2.06	2.03	0.90	48.00	9.00	6.30	12.50	98.70	Mg≥Zn≥Ca≥Mn≥Fe≥Cu≥P≥N≥K≥B
IB	96.46	81.98	136.73	52.34	41.39	73.78	96.80	62.34	43.85	142.42	
5 CN	2.27	0.09	1.85	1.63	0.11	36.60	7.30	5.90	20.30	108.70	Mg≥Zn≥Mn≥Ca≥Fe≥P≥Cu≥N≥K≥B
IB	93.39	80.12	135.51	63.04	52.71	65.65	93.86	61.87	56.66	153.57	

1 = Urea de bajo biuret (UF). 2 = Urea normal aplicada foliarmente (UN). 3 = Humitrón. 4 = Fertilizante completo. 5 = Testigo.
CN = Composición nutrimental. IB = Índice de balance Kenworthy.

básicas de la planta, sin reflejarse en un incremento en la producción. Los frutos de los árboles testigo fueron pequeños. Kraus (1986) encontró que para obtener aproximadamente 15 % de incremento en el rendimiento de cultivos tropicales con aspersiones foliares, es necesario que se realicen varias aplicaciones con intervalos de tiempo menores a 30 días durante la etapa de inducción, floración y desarrollo de fruto, aunque en este trabajo se tuvo una rápida respuesta, posiblemente porque los naranjos tienen gran capacidad foliar de absorción de nitrógeno aplicado como urea y además resisten concentraciones que para otros cultivos son fitotóxicas.

Con base en el diagnóstico nutrimental de Kenworthy (1961) (Cuadros 5 y 6), se observó que los elementos más deficientes, tanto en el huerto en plano, como en el que tenía pendiente (Experimentos 2 y 3)

fueron, respectivamente, Mg, Zn, Ca, Mn y Fe. La deficiencia por Zn en el follaje se explica porque el naranjo agrio, que es el portainjerto, tiene deficiente traslocación y, en general, los elementos deficientes normalmente no se aplican a las huertas en esta zona. En el huerto en pendiente (Experimento 3), la deficiencia de los elementos fue de mayor intensidad y, a pesar de eso, la producción de frutos se incrementó con la aplicación de la urea debido posiblemente a que la urea actuó como un estimulador de la brotación de yemas mixtas, más que afectar procesos de formación de flores.

Costos. En el Cuadro 7 se puede observar que la aspersión de urea normal es más económica que la aplicación al suelo, porque se requiere un volumen mucho más grande de fertilizante, pero además, se estimula que se produzcan mayor cantidad de frutos.

Cuadro 7. Comparación de costos de fertilización vía foliar y edáfica. †

Producto	Cantidad	Costo	Jornales	Gasolina	Total
Vía foliar				- - - Gasto \$ ha ⁻¹ - - -	
Urea de bajo biuret	195.84 kg	1762.56	200.00	65.00	2027.56
Urea normal	195.84 kg	340.76	200.00	65.00	605.76
Humitrón	19.56 L	352.08	200.00	65.00	167.08
Fertilizante completo	137.04 kg	1451.30	40.00	65.00	1556.03
Vía edáfica					
Urea normal	408.00 kg	709.92	120.00	00.00	829.92

† Los costos están calculados para una hectárea con una densidad de población de 204 árboles en producción considerando 2.5 kg de urea normal por árbol cuando se aplica al suelo y 40 g del mismo producto por litro de agua utilizando cuatro litros para asperjar un árbol.

DISCUSION GENERAL

En naranjo se ha demostrado que se pueden aportar sus requerimientos totales de nitrógeno a través de aplicaciones foliares (Embleton y Jones, 1974), aunque en la mayoría de las especies hortícolas, este método de aplicación de los fertilizantes se considera como suplemento de las aplicaciones al suelo, ya que están los nutrimentos disponibles para la planta por mayor tiempo (Swietlik y Faust, 1984), por lo que aún para naranjo no se recomienda de manera permanente aplicar el nitrógeno sólo vía foliar.

Los resultados de los presentes experimentos, a pesar de que son condiciones diferentes, muestran en general una mayor eficiencia de la fertilización foliar nitrogenada sobre la efectuada al suelo, ya que se aplica menor cantidad de urea vía foliar respecto a la aplicada al suelo. Al respecto, Shim *et al.* (1972) obtuvieron mayores crecimientos vegetativos en manzanos, al asperjar 5 % de urea foliar en el otoño, en relación con las aplicaciones al suelo efectuadas en primavera, a pesar de que se aplicó cuatro veces más urea al suelo que al follaje.

El incremento en rendimiento de fruto por efecto de las aspersiones foliares en este trabajo, posiblemente estuvo relacionado con el tiempo durante el cual se efectuaron las aspersiones, que en general coincidieron con fechas cercanas al proceso de diferenciación floral; tanto en la floración primaveral como en la aventurera (27 de febrero y 13 de mayo de 1995), y en general, no se tuvieron incrementos del nitrógeno total foliar. Sharples y Hilgeman (1969) resaltan la importancia de aplicar urea al follaje en el tiempo adecuado, por que se incrementa el rendimiento. Asimismo, Anwar y Lovatt (1994), al aplicar urea con bajo contenido de biuret a árboles de naranjo 'Washington Navel' a

mediados de enero o mediados de febrero a concentraciones de 1.2 % (0.16 kg de N por árbol) en California, tuvieron un incremento significativo en el rendimiento y número de frutos por árbol en cada uno de los tres años que duró el experimento, en relación con los testigos. La urea aplicada en otras fechas no incrementó el rendimiento, por lo que los autores plantean que influyó la fecha de aplicación más que la aportación de nitrógeno a las plantas, sobre todo porque las aplicaciones de urea no incrementaron el nitrógeno total foliar. Cabe mencionar que ellos también tienen la floración en marzo.

Asimismo, el hecho de haber tenido tres condiciones distintas de manejo de huertos y tener resultados similares, confirman el efecto positivo de las aspersiones foliares de urea. En particular, hubo más efecto en el huerto de Martínez, debido posiblemente a que llueve un poco más y en general tiende a ser más húmedo el clima. Sin embargo, el huerto del Experimento 2 que estaba bien manejado, tuvo un estado nutrimental adecuado y las aplicaciones foliares tuvieron en general poco efecto, a excepción de la urea con bajo contenido de biuret.

Sin embargo, la aspersión foliar de N a los cítricos no ha sido tan ampliamente adaptada comercialmente, debido a los límites en la cantidad de N que puede ser aplicado en una sola ocasión y a la necesidad de hacer tres o más aspersiones por temporada para aportar la cantidad de N recomendada anualmente (Anwar y Lovatt, 1994). En relación con el primer aspecto, Embleton *et al.* (1986) concluyeron que para California no es conveniente aplicar urea foliar a concentraciones que excedan una concentración de 14 g L⁻¹ o a intervalos menores de seis semanas entre aspersiones, aunque ellos obtuvieron mejores rendimientos en naranjos durante seis años con aspersiones

de urea vía foliar comparadas con aplicaciones al suelo. En el presente trabajo se efectuaron aplicaciones cada dos meses y a dosis altas de urea (40 g L^{-1}) y en ningún caso se tuvieron problemas con quemaduras de hojas, posiblemente porque en la zona norte de Veracruz se tiene alta humedad relativa, además que en total se aplicaron 0.08 kg de urea por árbol por aplicación, que fue la mitad de la cantidad que usaron Anwar y Lovatt (1994). Sin embargo, es necesario conjuntar la aplicación de N al follaje con la del suelo, por las ventajas que representa hacer menor número de prácticas culturales.

CONCLUSIONES

Las aspersiones foliares de urea incrementan el número de frutos de naranjo 'Valencia Late', a menor costo, en relación con plantas que se les aplicó urea al suelo.

Es más económico aplicar foliarmente urea comercial al 4 %, que utilizar urea 4 % con bajo contenido de biuret y además no se tienen quemaduras en las hojas o brotes y tampoco disminuye significativamente la producción de frutos totales, aunque sí se tienen huertos bien manejados, no incrementa rendimientos.

Los elementos más requeridos por los árboles de naranjo evaluados por la técnica Kenworthy, fueron el Ca, Mg, Zn y K, en orden decreciente de importancia.

LITERATURA CITADA

- Alexander, A. y M. Schroeder. 1987. Modern trends in foliar fertilization. *J. Plant. Nut.* 10: 1391-1399.
- Anwar, G. A. y J.C. Lovatt. 1994. Winter application of low biuret urea to the foliage of 'Washington' Navel orange increased yield. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 119: 1144-1150.
- Cahoon, G. A. y C. W. Donoho Jr. 1982. The influence of urea sprays, mulch and pruning on apple tree decline. *Res. Circ. Ohio. Agr. Res. and Devel. Center* 272: 16-19.
- Castellanos J. Z. y J.J. Peña-Cabriales. 1990. Los nitratos provenientes de la agricultura: Una fuente de contaminación de los acuíferos. *Terra* 8: 113-126.
- Curti D., S., M. Orozco S., V. Díaz Z., X. Loredó S., R. Rodríguez M., R. A. Parra Q. y J.A. Sandoval. 1993. Manual de producción de los cítricos en Veracruz. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. División Agrícola. Folleto para productores No. 5. Papantla, Ver. México.
- Eibner, R. 1985. Foliar fertilization. Importance of prospects in crop production. p. 82-85. *In: Foliar fertilization. Proceeding of the First International Symposium of Foliar Fertilization.* 1; Berlin, Germany.
- Embleton, T.W., M. Matsumara, L. H. Stolzy, D. A. Devitt, W. W. Jones, R. El Motaium y L.L. Summers. 1986. Citrus nitrogen fertilizer management, groundwater pollution, soil salinity and nitrogen balance. *Applied Agr. Res.* 1: 57-64.
- Embleton, T.W. y W.W. Jones. 1974. Foliar applied nitrogen for citrus fertilization. *J. Environ. Quality* 3: 388-392.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Cuarta Edición. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Gómez C., M.A., R. Rita S. y G. Alberto, B. 1994. Naranja Triste. Competitividad de la naranja de Veracruz, México, frente a la de Florida, EUA y la de Sao Paulo, Brasil. CIESTAAM, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Gutiérrez D., V. 1994. La citricultura mexicana y sus perspectivas. p. 1-17. *In: III Simposium Internacional sobre Sistemas de Producción en Cítricos.* Vol. 1. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1988. Síntesis geográfica, nomenclatura y anexo cartográfico del estado de Veracruz. Secretaría de Programación y Presupuesto. Aguascalientes, Ags., México.
- Kenworthy, A. L. 1961. Interpreting the balance of nutrient elements in leaves of fruit trees. *In: Walter Reuter. (ed) Plant Analysis and Fertilizer Problems.* Publication number 8. American Institute of Biological Science. Washington, D.C.
- Kiely, T. B., J. E. Cox, F. W. Cradock y B. Barkus. 1972. Nutrition studies of Valencia oranges. *Agricultural Gazette of New South Wales* 83 (1) 20-22. *In: Horticultural Abstracts.* Vol. 43. No. 3.
- Kraus, H. 1986. Experience with foliar fertilization in tropical agriculture. p. 193-204. *In: A. Alexander (ed). Foliar fertilization. Proceedings of the first International Symposium on foliar fertilization.* Boston, USA.
- Maldonado T., R. y M.A. Vergara. 1993. Diagnóstico nutrimental de naranja (*Citrus sinensis* L. Osbeck), en varias regiones cítricas de México. pp. 111-121. *In: Memorias del II Simposium sobre Sistemas de Producción en Cítricos.* Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1993. Sistema Ejecutivo de datos básicos. Subsecretaría de planeación. Avances varios. México, D.F.
- Sharples, G.C. y R. H. Hilgeman. 1969. Influence of differential nitrogen fertilization on production, trunk growth, fruit size and quality and foliage composition of 'Valencia' orange trees in central Arizona. *Proc. 1st. Int. Citrus Symp.* 3: 1569-1578.
- Shim, K.K., J.S. Titus y W.E. Splittstoesser. 1972. The utilization of post-harvest urea sprays by senescing apple leaves. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 97: 592-596.
- Swietlik, D. y M. Faust. 1984. Foliar nutrition of fruit crops. *Horticultural Review* 6: 287-356.
- Tisdale, S. y W. Nelson. 1985. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. Editorial MacMillan Publishing. New York, U.S.A.

RECUPERACION DEL FERTILIZANTE FOSFATADO POR EL CULTIVO DE PAPA

Phosphate Fertilizer Recovery by Potato Crop

E. Alvarez-Sánchez¹, J. D. Etchevers B.¹, A. Martínez G.², Roberto Núñez E.¹,
V. Volke H.¹, J. Ortiz C.³, L. Tijerina Ch.⁴

RESUMEN

La eficiencia de recuperación del fósforo (P) de los fertilizantes es influenciada por algunas propiedades del suelo (concentración de P disponible y capacidad de retención de P), por la tecnología de aplicación del fertilizante fosfatado (dosis, oportunidad y método de aplicación), por el tipo de fertilizante y por las características de la planta, principalmente su densidad radical y eficiencia de absorción. Debido a esta compleja interrelación de factores, no se tiene una cuantificación bien conformada del efecto específico de los métodos de aplicación sobre este parámetro. En el presente trabajo se evaluó el efecto de la disponibilidad inicial de P en el suelo, la dosis de P en el momento de la siembra y los métodos de aplicación del fertilizante fosfatado en el rendimiento y absorción de P por el cultivo de papa cv. Mexiquense. El experimento se llevó a cabo en un Andisol ubicado en la parte oriental del Valle de México. Se establecieron concentraciones crecientes (7.8, 9.0, 10.6 y 12.4 mg kg⁻¹ P) en el suelo de P disponible (P-Olsen) 15 días antes de la siembra mediante las aplicaciones al voleo de fertilizante fosfatado (0, 23, 60 y 117 kg ha⁻¹, respectivamente) y en inmediata incorporación. En el momento de la siembra se aplicaron tres dosis de fertilizante (18, 46 y 90 kg ha⁻¹ de P). Se emplearon tres métodos diferentes para ello: al voleo, en banda a un lado de la semilla y en banda abajo de la semilla. Los parámetros evaluados a la cosecha del cultivo fueron: biomasa aérea y rendimiento de tubérculo, porcentaje de P, P acumulado, biomasa y densidad radical. El aumento en la disponibilidad de P, independiente de si éste provino del P inicialmente disponible en el suelo o de la aplicación a la siembra, produjo incrementos significativos de rendimiento de tubérculo. El nivel crítico

crítico de P-Olsen en el suelo necesario para alcanzar rendimientos cercanos a los máximos (18 Mg ha⁻¹) fue aproximadamente 11 mg kg⁻¹ P. La adición de P a la siembra afectó significativamente el rendimiento de tubérculo, la biomasa de la parte aérea y de la planta entera, el P acumulado en la parte aérea y el total acumulado. El mayor aumento de rendimiento (7 Mg ha⁻¹) se logró con la dosis más baja (18 kg ha⁻¹ P). La adición de nuevos incrementos de fertilizante (46 y 90 kg ha⁻¹) sólo produjo incrementos menores de peso fresco de tubérculo (1.5 Mg ha⁻¹). El método de aplicación de fertilizante fosfatado no afectó estadísticamente la respuesta del cultivo, sin embargo, cuando la concentración de P disponible en el suelo fue inferior al nivel crítico, el rendimiento con el fertilizante fosfatado aplicado al voleo resultó, en general, ser ligeramente más bajo que el obtenido con la aplicación localizada (lateral o profunda). La máxima recuperación de P del fertilizante (aprox. 25 %) se consiguió cuando la disponibilidad de este nutrimento en el momento de la siembra fue 7.8 mg kg⁻¹ P y se aplicó 18 kg ha⁻¹ de P ya sea al voleo o en profundidad.

Palabras clave: P disponible en el suelo, métodos de aplicación del fertilizante.

SUMMARY

Phosphorus fertilizer recovery is influenced by some soil properties (available P and P adsorption capacity), P fertilizer technology (rate, time and method of application), fertilizer type and the plant characteristics, like root density and P uptake efficiency. Due to these complex relationship factors, the effect of the method of fertilizer application on P recovery by the plant has not been properly quantified. The objective of this study was to evaluate the effect of P availability in the soil at the beginning of the experiment as well as the effect of the rate of P applied at sowing time and the method of P fertilizer

¹Programa de Edafología, ²Centro de Estadística y Cálculo, ³Programa de Genética, ⁴Centro de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.

application in the yield and P uptake of potato *cv.* Mexiquense. The experiment was conducted in an Andisol from the eastern part of Mexico Valley, having P concentrations of 7.8, 9.0, 10.6 and 12.4 mg kg⁻¹ Olsen-P. Such levels were attained by broadcasting and incorporating 0, 23, 60 and 117 kg ha⁻¹ of fertilizer (ordinary superphosphate) 15 days before sowing. At sowing time three fertilizer rates (18, 46 and 90 kg ha⁻¹ P) were added either by broadcast, banded or to the side of the seed. Parameters measured at the harvest were: aerial biomass and tuber yield, percentage P, P uptake, biomass and root density. Phosphorus fertilizer application increased the available P in the zone. The increment was independent of the source of P whether from initial available P in the soil or from P application at sowing. The increment in available P produced significant increment on tuber yield. The Olsen-P critical level in the soil necessary to achieve tuber yields close to the maximum (18 Mg ha⁻¹) was approximately 11 mg kg⁻¹ P. The addition of P at planting affected significantly several variables: tuber yield, aerial and whole plant biomass, P uptake in the aerial part and whole plant. The maximum increment in yield of tuber (7 Mg ha⁻¹) was when the lowest rate of P fertilizer (18 kg ha⁻¹) was applied. The addition of P fertilizer (46 and 90 kg ha⁻¹) only produced a scarce increase in tuber yield (1.5 Mg ha⁻¹). The method of P fertilizer application did not affect significantly the crop response, although, when the available P concentration in the soil was less than the P critical level, the yield of tuber tended to be lower when the fertilizer was broadcast as compared to localized applications (banded below and at the side of the seed). The maximum P fertilizer recovery (approximately 25 %) was obtained when the P availability in the soil at the planting time was 7.8 mg kg⁻¹ Olsen-P and the rate of P fertilizer applied was 18 kg ha⁻¹ P either at broadcast or banded below the seed.

Index words: Available soil P, P fertilizer methods.

INTRODUCCION

Las necesidades de fertilización de un cultivo son el resultado de la demanda de nutrimentos que impone éste, el suministro de nutrimentos por el suelo y de la eficiencia de recuperación del fertilizante (Etchevers *et al.*, 1991; Rodríguez, 1993).

La eficiencia de recuperación del P aplicado como fertilizante es influenciada por algunas propiedades del suelo (la concentración disponible y la capacidad de retención de P), la tecnología de aplicación del fertilizante fosfatado (dosis, oportunidad y método de aplicación), del tipo de fertilizante (forma química y presentación) y de las características de la planta, principalmente su densidad radical e intensidad de absorción de P (Föhse *et al.*, 1988).

Las técnicas más comunes de aplicación de los fertilizantes fosfatados son: al voleo (e incorporado) y localizado, en banda o mateado (Barber, 1977). En relación a éstos, la eficiencia de recuperación del fertilizante es mayor cuando se emplean los métodos de aplicación localizado que cuando el fertilizante se incorpora al suelo (Peterson *et al.*, 1981). Desde hace mucho tiempo se ha establecido como norma general que una dosis de fertilizante fosfatado calculada para ser aplicada localizadamente, debe duplicarse si ésta va a ser incorporada. Algunos trabajos han mostrado, sin embargo, que la relación entre las dosis aplicadas localizadamente y al voleo puede variar dependiendo del cultivo (Prummel, 1957) y del contenido de P disponible en el suelo (Peterson *et al.*, 1981); y que aún tratándose de suelos con un buen suministro de P, la eficiencia puede ser mayor con el P localizado (Costigan, 1984).

La información anterior muestra que la eficiencia de recuperación está influenciada por una compleja interrelación de factores, entre los que además de la colocación, se puede incluir la naturaleza del sistema radical (Barber, 1994) y que debido a esto, no se tiene una cuantificación bien conformada del efecto de los métodos de aplicación sobre la eficiencia de recuperación del P por el cultivo.

En la presente investigación se evaluó, en condiciones de campo, el efecto de la disponibilidad inicial de P en el suelo, la dosis de P en el momento de la siembra y los métodos de aplicación del fertilizante fosfatado en el rendimiento, absorción de P y la eficiencia del cultivo de papa para recuperar el P del fertilizante.

MATERIALES Y METODOS

El experimento de campo se estableció en el ejido de San Pablo Ixayac en un Andisol ubicado en la parte oriental del Valle de México a 2890 msnm, latitud 19° 26' 37" norte y longitud 98° 47' 52" oeste, con

clima C(Cw1)(w)b(i') templado subhúmedo, con una precipitación media anual entre 800 y 900 mm, régimen de lluvias en verano, temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C y con una oscilación de temperatura entre 5 °C y 7 °C. Las dimensiones de las parcelas experimentales fueron de 8 m de largo por 4 m de ancho. La parcela útil consistió de la evaluación de los surcos centrales desechando 1 m en cada extremo. En el Cuadro 1 se presenta la caracterización del suelo de acuerdo con los métodos de análisis convencionales usados en la zona (Etchevers, 1988). El suelo presentaba una textura migajón arcilloso, un pH moderadamente ácido, con bajo contenido de materia orgánica y N total para su naturaleza volcánica. Su contenido de P-Olsen fue medio bajo, los de K y Ca intercambiables alto, y medio de magnesio, sin problema de sales; con un nivel adecuado de Fe, Mn y Zn, pero una ligera deficiencia de Cu (Etchevers, 1988).

En el suelo experimental establecieron parcelas con cuatro concentraciones de P-Olsen (7.8, 9.0, 10.6 y 12.4 mg kg⁻¹ P) 15 días antes de la siembra, mediante las aplicaciones al voleo de 0, 23, 60 y 117 kg ha⁻¹ de P como superfosfato simple. Cada tratamiento se repitió cinco veces. En el momento de la siembra se adicionó 18, 46 y 90 kg ha⁻¹ de P con la misma fuente de P. En esta ocasión se utilizaron tres métodos de aplicación del fertilizante fosfatado: (a) al voleo y mezclado con los primeros 10 cm del suelo, (b) en banda 6 cm abajo de la semilla, y (c) en banda 6 cm a un lado de la semilla y 4 cm abajo de la superficie. La aplicación del fertilizante se realizó manualmente. El diseño experimental fue parcelas subdivididas. Las parcelas grandes, medianas y pequeñas fueron las concentraciones de P disponible en el suelo antes de la siembra, las dosis de P aplicadas a la siembra y el método de aplicación del fertilizante, respectivamente. El cultivo de papa *cv.* Mexiquense se sembró en condiciones de temporal el 29 de mayo de 1992, con una distancia entre surcos de 80 cm y de 40 cm entre plantas, lo cual generó una densidad aproximada de 31 000 plantas ha⁻¹. La semilla fue pre-tratada con una mezcla de Tecto 60 (dosis de 1.5 kg de Tecto 60/150 L de agua) y Activol (un sobre en la misma solución) y ya en el surco se le agregó Furdán 5 % (20 kg), para prevenir enfermedades fungosas, favorecer la brotación y protegerla contra nemátodos, respectivamente. A todas las unidades experimentales se les adicionó 60 kg N ha⁻¹ en forma de urea y 40 kg de K₂O ha⁻¹

como sulfato de potasio a un lado de la semilla en el momento de la siembra. Se realizaron dos labores de escarda antes de que el follaje cubriera el suelo. A pesar de que se llevó a cabo una cuidadosa selección de la semilla (semilla con brotes), algunas de ellas no emergieron, por lo que al final del experimento se registró el número de plantas por parcela útil para realizar el ajuste respectivo.

El experimento tuvo una duración de cuatro meses. Los parámetros evaluados fueron: P-Olsen inicial, rendimiento de tubérculo, biomasa aérea, de tubérculo, de raíz y la total; concentración de P en la parte aérea, raíz y tubérculo. Con estos datos se calculó el P acumulado. Adicionalmente, en la etapa vegetativa, floración y madurez del cultivo, se realizó un seguimiento del efecto que tuvieron los factores de estudio en la producción de biomasa, concentración de P y P acumulado en los distintos órganos de la planta. En las mismas etapas fenológicas se realizó un muestreo de peciolos para determinar la concentración de P-PO₄ soluble en ácido acético a 2 % en peciolos (Baker, 1971), para lo cual se seleccionó la hoja más joven completamente desarrollada en aproximadamente 2 g para el análisis, en cada parcela.

Se efectuó un análisis de varianza conforme al diseño de parcelas divididas. Los diferentes parámetros de rendimiento, así como de P absorbido, que se evaluaron a la cosecha, fueron ajustados por la covariable número de plantas por hectárea. Después del análisis de varianza se procedió a realizar una prueba de medias DSH (diferencia significativa honesta) según el procedimiento de Tukey.

Durante el crecimiento del cultivo surgieron algunos brotes de cenicilla y micoplasma, en la etapa vegetativa, que se controlaron con manzate y terramicina (dosis de 2 y 1 g L⁻¹ de agua, respectivamente), pero en términos generales no hubo problemas importantes de plagas ni de enfermedades. Se presentó una ligera sequía entre la siembra y emergencia, lo que provocó un retraso de ésta. A 23 días después de la siembra, la población emergida era de 60 % en promedio de la planeada (31 000 plantas ha⁻¹), por lo cual se procedió a resembrar con semilla con brotes de 1 a 2 cm.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el Cuadro 2 se presentan los análisis de varianza para los diferentes parámetros del cultivo de

Cuadro 1. Caracterización del suelo procedente del ejido de San Pablo Ixayoc.

pH	CE	MO	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn	Are.	Limo	Arc.
				Olsen											
	mmho cm ⁻¹	---	%	mg kg ⁻¹	---	me 100 g ⁻¹	---	---	---	mg kg ⁻¹	---	---	---	%	---
6.4	0.10	4.5	0.23	7.8	1.0	14.4	1.9	0.3	31	1	16	2	38	32	30

Cuadro 2. Pruebas de significancia de análisis de varianza para los diferentes parámetros del cultivo de papa evaluados a la cosecha en respuesta a la concentración de P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo (PRE), el P aplicado a la siembra (SIE) y el método de aplicación (M).

	Rendimiento de tubérculo	Biomasa			P acumulado		Eficiencia de uso del fertilizante
		Parte aérea	Planta entera	Tubérculo	Parte aérea	Total	
	----- Probabilidad de significancia de la prueba de F -----						
PRE	0.04	0.028	0.001	0.0004	ns	0.0001	0.0001
SIE	0.05	ns	ns	0.03	ns	ns	0.0001
PRE*SIE	ns†	ns	ns	ns	ns	ns	0.0001
M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PRE*M	ns	ns	ns	0.016	ns	0.014	0.0001
SIE*M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PRE*SIE*M	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.0012
CV†	14.2	15.8	11.7	15.5	18.1	11.4	29.8

† ns= no significativo. ‡ CV=coeficiente de variación.

papa evaluados a la cosecha. La concentración inicial de P en el suelo así como la dosis de P aplicada a la siembra ejercieron un efecto significativo sobre el rendimiento de tubérculo. No hubo interacción entre estos factores por lo que los efectos anteriores se consideran independientes.

En la Figura 1 se presenta el rendimiento de tubérculos en función de la dosis de P aplicada a la siembra, en los tratamientos con 7.8, 9.0, 10.6 y 12.4 mg kg⁻¹ de P-Olsen inicial. Los datos empleados en esta figura son las medias de los métodos de aplicación, que no ejercieron un efecto significativo sobre esta variable. En general, se observó un aumento de rendimiento al aplicar fertilizante fosfatado. El rendimiento de tubérculo cercano al máximo (18.3 Mg ha⁻¹ en promedio) se alcanzó con la concentración más alta de P-Olsen inicial en el suelo (12.4 mg kg⁻¹) y la dosis más elevada de fertilizante fosfatado aplicado a la siembra (90 kg ha⁻¹). Los decrementos de rendimiento promedio debido a la disminución del P inicialmente disponible (10.6, 9.0 y 7.8 mg kg⁻¹ P) fueron de 0.3, 1.5 y 1.5 Mg ha⁻¹, respectivamente, en relación al rendimiento máximo promedio (17.1 Mg ha⁻¹). La prueba de Tukey mostró que las diferencias significativas en rendimiento de tubérculo sólo ocurrieron entre los tratamientos con 7.8 mg kg⁻¹ y 12.4 mg kg⁻¹ P-Olsen.

Los rendimientos de tubérculo, promedio de la disponibilidad inicial de P-Olsen en el suelo aumentaron al incrementar la dosis de P aplicada a la siembra. El máximo rendimiento promedio de tubérculo (17.1 Mg ha⁻¹) se consiguió con la dosis de 90 kg ha⁻¹ de P, que fue significativamente diferente al rendimiento logrado cuando se aplicó 18 kg ha⁻¹ de P (15.4 Mg ha⁻¹), pero el incremento fue de sólo 1.6 Mg ha⁻¹. El rendimiento anterior, sin embargo, fue muy superior al alcanzado en el testigo absoluto sin P (8.4 Mg ha⁻¹). Estos resultados indican que, en general, el requerimiento de P por el cultivo en las condiciones experimentales indicadas quedaría satisfecho cuando el P-Olsen alcanza aproximadamente 11 mg kg⁻¹, lo cual permitiría conseguir rendimientos cercanos al máximo (Figura 1).

El método de aplicación del fertilizante fosfatado no ejerció un efecto significativo en el rendimiento de tubérculo así como tampoco resultó significativa la interacción P disponible inicial en el suelo, dosis de P a la siembra y método de aplicación (Cuadro 2). Esto se debió posiblemente a que el sitio experimental había permanecido en descanso por más de cinco años, situación que había favorecido el restablecimiento de vegetación nativa, la cual al ser rozada y quemada parcialmente, generó un aporte considerable de

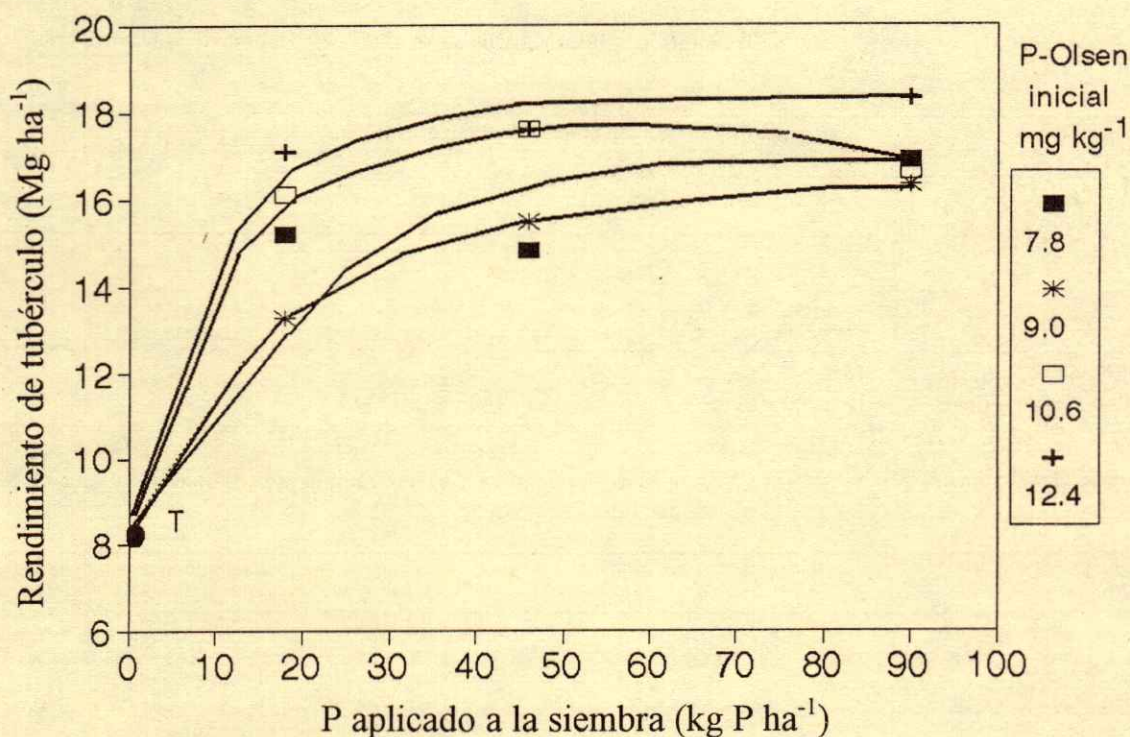


Figura 1. Efecto del P-Olsen inicial y la dosis de P a la siembra en el rendimiento de tubérculo de papa.

residuos orgánicos frescos (aprox. 0.9-1 g/100 de suelo seco) y con ello un aumento en las reservas de P disponible en el suelo, reduciendo así el efecto de la fertilización con P. Sin embargo, fue posible observar cierta tendencia en el efecto del método de aplicación, el cual dependió del P-Olsen inicial en el suelo y de la dosis de P a la siembra (Cuadro 3). A la concentración más baja de P disponible en el suelo (7.8 mg kg⁻¹ P-Olsen) y con 18 kg ha⁻¹ P a la siembra, la aplicación lateral y al voleo del fertilizante fosfatado, fueron los métodos menos eficientes para suministrar P al cultivo. Aunque las diferencias experimentales no fueron significativas ($\alpha=0.05$) una aplicación de ese fertilizante, en profundidad resultó más eficiente, ya que produjo un incremento de rendimiento de 3.4 Mg ha⁻¹ respecto del P aplicado lateralmente y 1.1 Mg ha⁻¹ respecto del aplicado al voleo. Conforme se incrementó la concentración inicial de P-Olsen en el suelo y la dosis de P a la siembra, la diferencia entre los métodos de aplicación se hizo más pequeña. Podría establecerse que abajo del nivel crítico inicial determinado previamente (11 mg kg⁻¹ P-Olsen, Figura 1) pueden conseguirse mayores beneficios de la aplicación en profundidad que cuando se hacen adiciones de P a la siembra del orden de 18 a 46 kg ha⁻¹ P. McCollum (1978a, b) reportó respuestas significativas de

rendimiento de tubérculo al primer incremento de la aplicación del fertilizante fosfatado en banda, pero sólo a la más baja concentración de P inicial (30 mg kg⁻¹ de P extractable en 0.05 N HCl + 0.025 N H₂SO₄, conforme la escala de la División Agronómica del Departamento de Carolina del Norte) y que al más alto nivel de P en el suelo (>100 mg kg⁻¹ P medido por el mismo método) no encontró una respuesta medible al P aplicado en banda. Resultados similares obtuvieron Sahota *et al.* (1988) en un suelo con capacidad de fijación de P de 87 a 89 %.

El P-Olsen inicial en el suelo afectó significativamente la biomasa de la parte aérea y la total (parte aérea + tubérculo) (Cuadro 4). Ambas variables mostraron incrementos al aumentar las concentraciones de P-Olsen inicial en el suelo hasta alcanzar un máximo con 10.6 mg kg⁻¹ de P-Olsen. En contraste con esto, la adición de P a la siembra no provocó incrementos significativos en la biomasa aérea y total, excepto respecto a los testigos absolutos, aunque también hubo una ligera tendencia al incremento al aumentar la dosis de P fertilizante. La biomasa de la parte aérea, (promedio de las concentraciones de P inicial en el suelo, P aplicado a la siembra y método de aplicación) fue de 1.8 Mg ha⁻¹ peso seco, en tanto que la biomasa total fue de 4.9 Mg ha⁻¹. El método de

Cuadro 3. Efecto de la concentración de P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo, el P aplicado a la siembra y el método de aplicación en el peso fresco de tubérculo.

Método de aplicación	P disponible inicial en el suelo (mg kg ⁻¹ de P-Olsen)												
	7.8			9.0			10.6			12.4			
	P aplicado a la siembra (kg ha ⁻¹ de P)												
	0†	18	46	90	18	46	90	18	46	90	18	46	90
	Mg ha ⁻¹												
Lateral	8.4	13.3a*	14.6a	16.6a	13.3a	16.4a	16.8a	15.4a	17.0a	17.0a	18.4a	18.3a	17.7a
Profundo	8.4	16.7a	15.3a	17.4a	14.0a	16.2a	16.9a	16.9a	18.6a	16.6a	15.6a	16.5a	18.3a
Voleo	8.4	15.6a	14.6a	16.6a	12.7a	13.9a	15.2a	16.0a	17.1a	16.4a	17.4a	17.9a	19.0a

† Testigo absoluto sin P.

* Tratamientos con letras iguales dentro de una columna no son significativamente distintos según la prueba de Tukey, con $\alpha=0.05$.

Cuadro 4. Efecto del P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo (medias sobre los tratamientos de siembra y método de aplicación) en la biomasa y P acumulado del cultivo de papa evaluados a la cosecha.

P-Olsen inicial en el suelo mg kg ⁻¹	Biomasa		Tubérculo	P acumulado	
	Parte aérea	Planta entera		Parte aérea	Planta entera
	Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		
Testigo†	1.2a*	2.7a	2.8a	2.8a	5.6a
7.8	1.7b	4.6b	5.4b	4.0b	9.4b
9.0	1.7b	4.7b	5.7bc	4.0b	9.7b
10.6	1.9c	5.1c	6.0c	4.5b	10.6c
12.4	1.8bc	5.1c	6.7d	4.3b	11.0c

† Testigo absoluto sin P.

* Tratamientos con letras iguales dentro de una columna no son significativamente distintos según la prueba de Tukey, $\alpha=0.05$.

aplicación tampoco ejerció un efecto significativo en dichas variables.

El P acumulado en la parte aérea, en el tubérculo y en la planta entera tendieron a aumentar con el incremento en las concentraciones iniciales de P-Olsen (Cuadro 4). El P en la parte aérea varió de 4 a 4.5 kg ha⁻¹ y aunque no hubo diferencia significativa entre tratamientos, excepto respecto del testigo absoluto (2.8 kg ha⁻¹), alcanzó un máximo de acumulación con una concentración de P-Olsen de 10.6 mg kg⁻¹ (4.5 kg ha⁻¹ de P acumulado, promedio de las aplicaciones de P a la siembra y del método de aplicación). El P acumulado en el tubérculo y el total variaron de 5.4 a 6.7 y de 9.4 a 11 kg ha⁻¹ de P, respectivamente. El P acumulado en los tubérculos no alcanzó un máximo como sucedió con la biomasa aérea, sino que continuó incrementándose con la concentración de P disponible en el suelo. Según diferentes autores (Gawronska y Dwelle, 1989; O'hair, 1985) éste es el patrón de acumulación normal del cultivo de papa, en el que tanto la acumulación de biomasa como la de P en la parte aérea alcanzan su máximo al inicio de la etapa de crecimiento de tubérculo en suelos con un adecuado suministro de P, mientras que el llenado de

este órgano, así como la acumulación de P presentan tasas de crecimiento y absorción positivas hasta la madurez. Con excepción del P acumulado en el tubérculo que dependió significativamente de las dosis de P aplicadas a la siembra, tanto este factor como el método de aplicación del fertilizante fosfatado no ejerció un efecto significativo en el P acumulado en el tubérculo, en la parte aérea ni en la planta entera (Cuadro 2).

En el presente trabajo se considera que la falta de respuesta al método de aplicación pudo deberse posiblemente a los relativamente altos contenidos de P disponible en el suelo, que resultaron de adicionar aun la cantidad mínima de 18 kg ha⁻¹ de P a la siembra y al bajo potencial de rendimiento en el sitio experimental de la variedad utilizada, lo cual significa una baja demanda de este elemento por el cultivo, fácilmente cubierta por los niveles más bajos de aplicación de fertilizante.

La eficiencia de uso del fertilizante fosfatado resultó afectada significativamente por la concentración de P-Olsen inicial en el suelo, el P aplicado a la siembra, la interacción P inicial * P a la siembra, la interacción P inicial * método de aplicación y la

Cuadro 5. Efecto del P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo, P aplicado a la siembra y el método de aplicación en la eficiencia de utilización del fertilizante fosfatado.

Método de aplicación	P disponible inicial en el suelo (mg kg ⁻¹ de P-Olsen)									12.4		
	7.8			9.0			10.6					
	P aplicado a la siembra†											
	18	46	90	18	46	90	18	46	90	18	46	90
	----- % -----											
Lateral	16.8a*	5.9a	4.7a	7.7a	6.0a	4.7a	7.5a	4.9a	3.1a	4.9a	3.7a	2.5a
Profundo	26.0b	6.6a	4.8a	8.0a	6.0a	4.9a	6.4a	4.7a	3.1a	3.3a	3.4a	3.1a
Voleo	24.0b	7.5a	5.6a	6.9a	3.8a	3.3a	6.2a	4.8a	3.1a	4.0a	3.1a	3.3a

† = kg ha⁻¹ de P.* Tratamientos con letras iguales dentro de una columna no son significativamente distintos según la prueba de Tukey, con $\alpha=0.05$.**Cuadro 6. Efecto de la interacción P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo y P aplicado a la siembra en el porcentaje de recuperación del P del fertilizante por el cultivo de papa 33 días después de la emergencia y al inicio de la floración.**

P aplicado a la siembra kg ha ⁻¹ de P	P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo, mg kg ⁻¹							
	7.8		9.0		10.6		12.4	
	Vegetativa	Floración	Vegetativa	Floración	Vegetativa	Floración	Vegetativa	Floración
	----- % -----							
18	3.8b*	11.7b	1.8b	5.6b	1.6b	2.3a	0.8a	2.5a
46	1.0a	4.7a	0.6a	3.3a	0.4a	3.1a	0.6a	2.3a
90	1.3a	4.6a	0.8a	2.7a	0.8a	2.2a	0.7a	2.0a

* Tratamientos con letras iguales dentro de una columna no son significativamente distintos, según la prueba de Tukey, con $\alpha=0.05$.

interacción de segundo orden P inicial*P a la siembra*Método de aplicación (Cuadros 2 y 5). La máxima recuperación de P del fertilizante (aprox. 25 % en promedio) se consiguió con la concentración más baja de P disponible en el suelo (7.8 mg kg⁻¹) y de P aplicado a la siembra (18 kg ha⁻¹ de P), ya sea con el método de aplicación en profundidad o al voleo. Por el contrario, en los mismos tratamientos indicados, la menor recuperación ocurrió cuando la aplicación se hizo lateralmente (16.8 %). En cada concentración de P-Olsen en el suelo, la mayor recuperación de P se consiguió en las parcelas que recibieron la dosis más pequeña de P en siembra (18 kg ha⁻¹ P), sin embargo, concentraciones de P inicial y dosis de P a la siembra mayores que 7.8 mg kg⁻¹ y 18 kg ha⁻¹, respectivamente, redujeron la eficiencia de utilización de P del fertilizante a menos de 8 %, es decir, que más de 92% del fertilizante que se aplica queda en el suelo. SAF (Saskatchewan Agriculture and Food) (1994) señaló que la mayoría de los cultivos recuperan solamente de 10 a 30 % del P del fertilizante y que dicha recuperación varía ampliamente dependiendo de la especie vegetal, del tipo de suelo y del método de aplicación. Los cereales se clasifican entre las especies con mayor eficiencia de recuperación de P, en tanto

que los tubérculos como la papa, con la menor. Esto se explica por la baja densidad radical que exhibe este último cultivo (Moschler *et al.*, 1972; Rodríguez, 1993).

El efecto de la concentración inicial de P en el suelo, la dosis de P a la siembra, el método de aplicación, así como la interacción P Olsen inicial * P aplicado a la siembra en la eficiencia de uso del fertilizante fosfatado por el cultivo de papa también se manifestó en la etapa vegetativa (33 días después de la emergencia) y al inicio de la floración (Cuadro 6). En la primera de ellas, la máxima eficiencia de uso del P del fertilizante (3.8 %), se consiguió con la menor concentración de P-Olsen en el suelo (7.8 mg kg⁻¹) y de dosis de P aplicada a la siembra (18 kg ha⁻¹ P). En esta etapa de crecimiento la aplicación en profundidad del fertilizante fosfatado provocó la más alta recuperación del P (1.4 % P), que fue significativamente distinta de la localización al voleo (0.9 %). Al inicio de la floración la mayor eficiencia de uso del fertilizante (11.7 %) se consiguió con el tratamiento 7.8 mg kg⁻¹ de P-Olsen en el suelo y 18 kg ha⁻¹ de P a la siembra colocados en profundidad (4.8 %).

De las etapas analizadas, la eficiencia de uso del fertilizante fosfatado por el cultivo de papa en la etapa

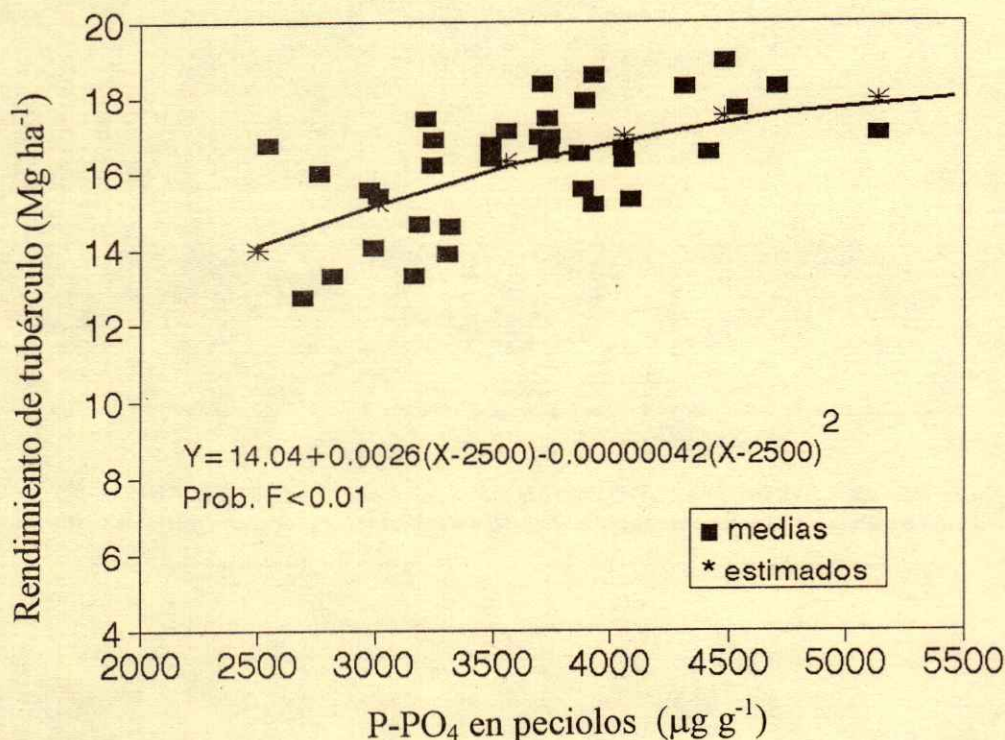


Figura 2. Relación entre rendimiento de tubérculo y la concentración de P-PO₄ en peciolo en la etapa vegetativa.

vegetativa aunque fue muy pequeña (1.2 % en promedio), fue particularmente importante debido a que se evidenció una estrecha relación entre la concentración de P-PO₄ (soluble en ácido acético a 2 %) en los peciolo con el rendimiento de tubérculo (Figura 2). Esto explica que a pesar de que la recuperación del P del fertilizante es muy pequeña al inicio del ciclo, la absorción de P que de él se deriva es determinante en el rendimiento final y asimismo ayuda al entendimiento de las necesidades de P y la eficiencia con que el cultivo de papa absorbe este elemento.

CONCLUSIONES

1. El rendimiento de tubérculo, la biomasa aérea y la total, así como el P acumulado fueron función de la concentración de P disponible (P-Olsen) inicial en el suelo y la dosis de P aplicada a la siembra.
2. El rendimiento máximo de tubérculo alcanzó aproximadamente 18 Mg ha⁻¹, el cual es el rendimiento potencial promedio para la variedad y condiciones estudiadas.
3. Los mayores incrementos de rendimiento de tubérculo se consiguieron cuando la concentración de P en

el suelo antes de la siembra fue inferior a 11 mg kg⁻¹ de P-Olsen.

4. La adición de 18 kg ha⁻¹ de P a la siembra incrementó significativamente el rendimiento de tubérculo, la biomasa aérea y de la planta entera, el P acumulado en la parte aérea y el total acumulado, pero la aplicación de dosis mayores de este elemento no provocó nuevos incrementos. La ausencia de respuesta a dosis superiores de P fue el reflejo de que el requerimiento por el cultivo de dicho nutrimento quedó satisfecho con la dosis señalada.

5. No hubo una respuesta significativa del cultivo de papa al método de aplicación del fertilizante fosfatado en las condiciones de campo en que se condujo el presente experimento. Sin embargo, cuando las concentraciones de P-Olsen en el suelo fueron inferiores al nivel crítico (11 mg kg⁻¹ P) los resultados señalaron las siguientes tendencias de los rendimientos de tubérculo: (a) la aplicación del fertilizante fosfatado al voleo produjo menores rendimientos que la localizada y (b) el P localizado lateralmente produjo aún menor peso de tubérculos que aquél localizado en profundidad, pero las diferencias disminuyeron al aumentar la dosis de P aplicada a la siembra. En

contraste con lo anterior, cuando la concentración de P-Olsen en el suelo estuvo por encima del nivel crítico, tanto la localización lateral como la aplicación al voleo produjeron mayores rendimientos que la aplicación en profundidad de este elemento.

6. La eficiencia de uso del fertilizante fosfatado fue función de la disponibilidad de P en el suelo en el momento de la siembra, del P aplicado a la siembra y del método de aplicación, así como de la interacción de los tres factores. En general, la eficiencia de recuperación del fertilizante fosfatado disminuyó a medida que aumentó la concentración de P-Olsen disponible en el suelo y la dosis de P aplicada a la siembra hasta alcanzar aproximadamente 3 % en el tratamiento con máximo P-Olsen inicial (12.4 mg kg⁻¹ P) y 90 kg ha⁻¹. La máxima recuperación de P del fertilizante (aprox. 25 %) se consiguió cuando la disponibilidad de este nutrimento en el momento de la siembra fue de 7.8 mg kg⁻¹ y el P aplicado a la siembra de 18 kg ha⁻¹ de P.

7. La eficiencia de uso del fertilizante fosfatado por el cultivo de papa en la etapa vegetativa fue de 1.2 % y en la floración de 4 % en promedio. De éstas, la eficiencia de uso en la primera etapa a pesar de ser muy pequeña resultó ser particularmente importante debido a que se evidenció una estrecha relación entre la concentración de P-PO₄ (soluble en ácido acético a 2 %) en los peciolo con el rendimiento de tubérculo.

RECONOCIMIENTOS

Al Instituto del Fósforo y la Potasa por el financiamiento parcial recibido para el desarrollo de la presente investigación. Al Dr. Alfredo Carballo Quiróz por su colaboración en la revisión del resumen.

LITERATURA CITADA

- Baker, A. S. 1971. A simplified method for determining acetic acid soluble phosphorus in plant tissue. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 2: 195-200.
- Barber, S. A. 1977. Application of phosphate fertilizers: methods, rates and time of application in relation to the phosphorus status of soils. *Phosphorus in Agriculture* 31: 109-115.
- Barber, S. A. 1994. Root growth and nutrient uptake. pp. 95-99 *In*: K.J. Boote, J. M. Bennet, G.M. Paulsen (eds). *Physiology and determination of crop yield*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA.
- Costigan, P. A. 1984. The effects of placing small amounts of phosphate fertilizer close to the seed on growth and nutrient concentrations of lettuce. *Plant Soil* 79: 191-201.
- Etchevers B., J. D. 1988. Análisis químico de suelos y plantas. Notas de clase, Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México.
- Etchevers B., J. D., J. Rodríguez S. y A. Galvis S. 1991. Generación de recomendaciones de fertilización mediante un enfoque sistemático racional. *Terra* 9: 3-10.
- Föhse, D., N Claassen y A. Jungk. 1988. Phosphorus efficiency of plants. I. External and internal P requirement and P uptake efficiency of different plant species. *Plant Soil* 110: 101-109.
- Gawronska, H. y R. B. Dwelle. 1989. Partitioning of photoassimilates by potato plants as influenced by irradiance. Partitioning patterns in cultivar Russet Burbank grown under high and low irradiance. *Amer. Potato J.* 66: 201-213.
- McCollum, R. E. 1978a. Analysis of potato growth under differing P regimes. I. Tuber yield and allocation of dry matter and P. *Agron. J.* 70: 51-57.
- McCollum, R. E. 1978b. Analysis of potato growth under differing P regimes. II. Time by P-status interactions for growth and leaf efficiency. *Agron. J.* 70: 58-67.
- Moschler, W. W., G. M. Shear, D. C. Martens, G. D. Jones y R. R. Wilmouth. 1972. Comparative yield and fertilizer efficiency of no-tillage and conventionally tilled corn. *Agron. J.* 64: 229-231.
- O'hair, S. K. 1985. Potato growth in the subtropic of Florida. *Amer. Potato J.* 62: 391-401.
- Peterson, G. A., D. H. Sander, P. H. Grabouski y M. L. Hooke. 1981. A new look at row and broadcast-P recommendation for winter wheat. *Agron. J.* 73: 13-17.
- Prummel, J. 1957. Fertilizer placement experiments. *Plant Soil* 8: 231-253.
- Rodríguez S., J. 1993. La fertilización de los cultivos. Un método racional. Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago de Chile.
- SAF. Saskatchewan Agriculture and Food. 1994. Farmfacts-phosphorus fertilization in crop production. Canada-Saskatchewan.
- Sahota, T. S., M. S. Vink y P. M. Govindkrishman. 1988. Spot v. furrow placement of phosphorus in potato at Shillong. *J. Agric. Sci. Cam.* III: 191-192.

EFECTO DE LA FERTILIZACION NITROGENADA SOBRE LA PRODUCCION DE FORRAJE Y FIJACION DE N₂ EN MEZCLAS DE TREBOL ALEJANDRINO CON BALLICO ANUAL

N Fertilization Effect on Forage Yield and N₂ Fixation in Mixtures of Berseem Clover with Annual Ryegrass

H.M. Quiroga Garza y J.A. Cueto Wong¹

RESUMEN

El trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinum* L.) es una leguminosa anual introducida recientemente a México. Existe muy poca información disponible sobre su producción y calidad de forraje, así como de su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico. El presente estudio se realizó en el Campo Experimental de La Laguna, localizado en la zona semi-árida de la región Norte-Centro de México, con el objetivo de evaluar el efecto de la fertilización nitrogenada en mezclas de trébol alejandrino (TA) y ballico anual (BA) (*Lolium multiflorum* Lam.) sobre la producción y calidad de forraje, remoción total de nitrógeno y fijación de N₂ del TA. Durante dos años consecutivos (octubre de 1988 y 1989) y en la mismas parcelas, se sembraron cinco mezclas BA-TA, con 30-0, 22-8, 15-15, 8-22 y 0-30 kg semilla ha⁻¹, respectivamente; con tres niveles de N por ciclo: 0, 80 y 160 kg ha⁻¹. Al finalizar el periodo productivo del primer año se sembró el híbrido "SX-16", sorgo-sudán (*Sorghum vulgare* Pres. x *S. sudanense* Stapf.), sin fertilizante nitrogenado, con el objetivo de reducir la disponibilidad de N en el suelo para el segundo año. El promedio de producción de forraje seco en los dos años del TA sin fertilizante nitrogenado fue de 14.0 t ha⁻¹, mientras que el rendimiento de BA con 160 kg N ha⁻¹ fue de 10.2 t ha⁻¹. El rendimiento de las mezclas BA-TA, se incrementó conforme aumentó la proporción de TA en la mezcla. El TA no respondió significativamente a las aplicaciones de fertilizante N. El contenido de proteína cruda (PC) del TA fue significativamente superior al del BA, 25.0 y 17.0 %, respectivamente. El contenido de PC en las mezclas se incrementó conforme aumentó la proporción de TA. La fijación de N₂ por el TA, estimada por el

método de diferencia, varió de 381 a 506 kg ha⁻¹ para el primer y segundo año, respectivamente. La cantidad de N₂ fijado decreció conforme se incrementó la dosis de fertilizante nitrogenado y la proporción de BA en las mezclas. El trébol alejandrino demostró ser un excelente cultivo forrajero, con altos niveles de producción de forraje, contenido de PC y fijación de N₂. Con la siembra de mezclas BA-TA, se pueden reducir las altas dosis de fertilizante N como las requiere el BA sembrado en monocultivo.

Palabras clave: *Trifolium alexandrinum*, *Lolium multiflorum*, trébol egipcio, proteína cruda, método de diferencia, fijación de N₂.

SUMMARY

Berseem clover (*Trifolium alexandrinum* L.) is an annual forage crop recently introduced in Mexico. Little information is available on berseem clover forage yield, quality, and N₂-fixation capability. This study was conducted to evaluate the N fertilization effects of berseem clover (BSM) and annual ryegrass (RYG) (*Lolium multiflorum* Lam.) mixtures on forage yield, quality, above-ground N yield, and BSM N₂-fixation ability. During two consecutive years (October 1988 and 1989) on the same plots, five RYG-BSM mixtures were planted: 30-0, 22-8 15-15, 8-22, and 0-30 kg of seed ha⁻¹, respectively; with three N levels per season: 0, 80, and 160 kg ha⁻¹. The harvest period started in December of the planting year and ended in May of the following year. After the final harvest of RYG-BSM mixtures on the first year, "SX-16" a sorghum-sudangrass hybrid (*Sorghum vulgare* Pers. x *S. sudanense* Stapf.) was planted without N fertilization, to reduce soil N availability for the second year. Average dry forage yield of BSM clover without N fertilization was 14.0 ton ha⁻¹, whereas the forage yield of RYG fertilized with 160 kg N ha⁻¹ was 10.2 t ha⁻¹. The forage yield of mixtures significantly increased as

¹ Campo Experimental de La Laguna, INIFAP, Apartado Postal 247, 27000 Torreón, Coah.

Aceptado: Octubre de 1996.

the proportion of BSM increased. BSM did not respond to N fertilization. Crude protein contents in BSM and the mixtures were higher than in RYG (averages of 25.0, 21.0, and 17.0 %, respectively). Crude protein increased as the proportion of BSM in the mixture increased. Dinitrogen fixation of BSM clover, measured by the difference method, ranged from 381 kg ha⁻¹ in the first year to 506 kg ha⁻¹ in the second year. Nitrogen fixation decreased as N fertilization increased and as the proportion of BSM in the mixtures decreased. Berseem clover proved to be an excellent forage crop, with high dry forage yield, crude protein, and N₂-fixation capability. Planting BSM in mixture with RYG, will reduce the need for N fertilization as compared to RYG in pure stands.

Index words: *Trifolium alexandrinum*, *Lolium multiflorum*, *Egipcian clover*, *crude protein*, *difference method*, *nitrogen fixation*.

INTRODUCCION

El trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinum* L.), también llamado trébol egipcio o berseem clover es una leguminosa anual de invierno con una alta capacidad de producción de forraje y fijación de N₂ vía la simbiosis que establece con la bacteria *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii*. Su origen geográfico se ubica en el norte de Africa y Medio Oriente, donde es ampliamente utilizado bajo irrigación (Graves *et al.*, 1987).

El trébol alejandrino es una leguminosa con crecimiento erecto, hojas oblongas, tallo hueco y raíz pivotante corta (Knight, 1985). En los países mediterráneos es utilizado como abono verde o forraje de corte o pastoreo, pudiendo ser cosechado de cinco a siete veces durante el invierno y la primavera, con contenidos de PC de 18.0 a 30.0 % (Guesseous, 1981). A la fecha no se han reportado casos de timpanismo en animales bajo pastoreo, y su calidad de forraje es considerada tan buena como la de alfalfa (Knight, 1985). Su contenido de fibra es bajo, con una alta relación hoja:tallo y alta digestibilidad de su materia seca (Joost y Chaney, 1988).

El trébol alejandrino puede ser sembrado como monocultivo o en mezclas con ballico anual. Las mezclas producen forraje de alta calidad con pequeñas aplicaciones o sin la aplicación de fertilizantes nitrogenados. En suelos con bajos niveles de N disponible, el trébol alejandrino como monocultivo o en

mezcla con ballico anual, es más productivo y casi duplica el contenido de PC en comparación con el monocultivo de ballico anual (Graves *et al.*, 1987). La capacidad de fijar N₂ del trébol alejandrino disminuye cuando el nivel de N disponible en el suelo excede de los 168 kg ha⁻¹ (Williams *et al.*, 1991).

Las ventajas de utilizar mezclas de gramíneas-leguminosas en comparación con los monocultivos son: mayor producción de forraje sin aplicación de fertilizantes nitrogenados, alto contenido de PC y mayor digestibilidad de la materia seca y un mejor balance mineral en el forraje ofrecido (Haynes, 1980; Mallarino *et al.*, 1990; Van Keuren y Hoveland, 1985). En mezclas de alta fescue (*Festuca arundinaceae* Scherb.) con trébol pata de pájaro (*Lotus corniculatus* L.), sin fertilizante nitrogenado, la concentración de N en el alta fescue aumentó 24 % y fue similar a la alta fescue que recibió 112 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Hoveland y Richardson, 1992).

Cowling (1961) encontró que en mezclas de trébol blanco (*Trifolium repens* L.) con orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.), el trébol contribuyó con 77 % de la materia seca total cuando no se aplicó N, y con menos de 8 % cuando se aplicaron 236 kg N ha⁻¹ año⁻¹. La fertilización nitrogenada en mezclas gramíneas-leguminosas reducirá la capacidad de la leguminosa de fijar N₂, ya que la competencia por luz y nutrientes de la gramínea resultará en una reducción del crecimiento de la leguminosa (Mallarino y Wedin, 1990b).

Una razón ecológica para el uso de mezclas gramínea-leguminosa es que la gramínea utilizará parte del N₂ fijado por la leguminosa y como consecuencia la dependencia en fertilizantes nitrogenados disminuirá al igual que los riesgos de contaminación por nitratos de suelo y agua (Ta y Faris, 1987).

Una forma de estimar indirectamente en campo la capacidad de fijación de N₂ de una leguminosa es por medio del método de diferencia (LaRúe y Patterson, 1981). En este método se utiliza un cultivo referencia leguminosa o gramínea (no fijador de N₂) como indicador del N disponible en el suelo. Este método trabaja bajo dos asunciones: 1) el N removido por el cultivo referencia proviene exclusivamente del suelo y 2) los sistemas radiculares de ambos cultivos extraerán la misma cantidad de N del suelo. Sin embargo, este método tiende a subestimar la cantidad de N₂ fijado por la leguminosa al utilizar a una gramínea como cultivo referencia (Williams *et al.*, 1977).

El objetivo de esta investigación fue de evaluar los efectos de la fertilización nitrogenada en mezclas de

ballico anual-trébol alejandrino, en la producción y calidad de forraje, remoción de N y la capacidad del trébol alejandrino para fijar N_2 .

MATERIALES Y METODOS

En octubre de 1988 y 1989 se establecieron dos experimentos en condiciones de riego en el Campo Experimental de La Laguna, localizado en la zona semi-árida de la región Norte-Centro de México: 26°N, 103°O; 1100 msnm; precipitación media de 220 mm año⁻¹; veranos calientes con temperaturas extremas superiores a 40 °C e inviernos benignos con algunas heladas en el rango de -4 a -6°C.

Las siembras se realizaron en seco y al voleo, en un suelo de la serie Coyote, con un contenido de N disponible (N-NO₃) en el estrato 0 a 60 cm de 28 mg kg⁻¹. Se sembraron cinco mezclas de BA "Oregon común" y TA "Multicut", con las siguientes proporciones de semilla en kg ha⁻¹: 30-0, 22-8, 15-15, 8-22 y 0-30, respectivamente; con 0, 80 y 160 kg N ha⁻¹ aplicados en el ciclo. Previo a las siembras se realizó una fertilización fosfatada de 80 kg P₂O₅ ha⁻¹. Se dividió la aplicación del N en 25 % a la siembra y el restante 75 % en cuatro partes iguales, aplicadas después de cada corte. Los tratamientos ocuparon el mismo sitio en ambos años.

Al finalizar el primer experimento (junio 1989), y con el objetivo de reducir el nivel de N disponible en el terreno para el segundo año, se sembró el híbrido sorgo x sudán "SX-16" sin N y 80 kg ha⁻¹ de fósforo.

Los experimentos se establecieron bajo un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones y arreglo de tratamientos factorial "mezcla x nivel de N"; la parcela total fue de 5 x 5 m y la parcela útil de 2 x 2 m. El período de cosecha en ambos años fue de diciembre a mayo con un total de cinco cortes para todos los tratamientos, con excepción del BA sin N, con sólo cuatro y tres cortes 1988 y 1989, respectivamente.

Producción de forraje seco (FS) t ha⁻¹, contenido de PC (%) por el método de microkjeldahl (AOAC, 1980), producción de N en la parte aérea como N removido (NR) kg ha⁻¹ y fijación de N₂ (NF) kg ha⁻¹ por el método de diferencia (LaRúe y Patterson, 1981; Williams *et al.*, 1977), fueron analizadas por regresión contra la proporción de semilla del TA en las mezclas, donde:
 PC = (concentración de N en la materia seca) x 6.25
 NR = (concentración de N en la materia seca) x FS
 NF = (NR por el TA o mezcla) - (NR por el BA sin N) - (N fertilización).

RESULTADOS Y DISCUSION

Forraje Seco

En ambos años y en los tres niveles de N, la producción de FS aumentó en forma cuadrática conforme al incremento de la proporción de TA en las mezclas (Figura 1). Esta respuesta cuadrática del FS ha sido reportada en otros estudios de mezclas gramínea-leguminosa (Mallarino y Wedin, 1990a). En el Cuadro 1 se muestran los parámetros de regresión obtenidos para la estimación del rendimiento de FS, para cada nivel de N y año con base en la proporción de semilla de TA en la mezcla. En todos los casos los coeficientes de determinación (R²) fueron altamente significativos (p<0.01), fluctuando de 0.49 a 0.88.

Durante el primer año, los rendimientos de las tres mezclas con BA fueron iguales al monocultivo de TA con 0 kg N ha⁻¹ y ligeramente superiores al TA con 80 y 160 kg N ha⁻¹. Lo anterior es el resultado de la habilidad de la gramínea (BA) a responder al alto nivel de N disponible, suelo + fertilizante (Mallarino y Wedin, 1990b). Para el segundo año, con un menor contenido de N disponible en el suelo, el FS también aumentó en forma cuadrática con el incremento del TA en las mezclas (Cuadro 1). El mayor rendimiento de FS correspondió al monocultivo del TA, independientemente de la dosis de fertilizante nitrogenado.

Las diferencias en FS entre los dos años fueron ocasionadas por lo contrastante del nivel de N disponible inicial en el suelo, lo cual quedó manifiesto por los rendimientos del BA sin fertilizante nitrogenado. Durante el primer año, el rendimiento de FS de la mezcla 22-8 con la menor proporción del TA y sin fertilización nitrogenada fue igual al BA como monocultivo con 160 kg N ha⁻¹ (Figura 1). Pero, para el segundo año lo superó ampliamente, lo que sugiere que la capacidad para fijar N₂ del TA es suficiente como para proveer el N necesario para el crecimiento de la mezcla (Evers, 1985; Mallarino *et al.*, 1990).

Por otra parte, al analizar al TA como monocultivo, la aplicación de fertilizante nitrogenado no se vio reflejada en el rendimiento de FS, fluctuando entre 14 y 15 t ha⁻¹ para los tres niveles de nitrógeno. Lo anterior puede ser una muestra de la alta capacidad de fijación de N₂ por esta leguminosa.

En las mezclas 22-8 y 15-15 (BA-TA) se encontró un cierto beneficio al aplicar 80 kg N ha⁻¹ ciclo⁻¹; ya que en ambos años los rendimientos fueron superiores a las mismas mezclas pero sin la aplicación de fertilizante

Cuadro 1. Coeficientes de ecuaciones de regresión para la estimación de la producción de forraje seco, contenido de proteína cruda, nitrógeno removido y fijación de N₂, utilizando como variable independiente la cantidad de semilla de trébol alejandrino en la mezcla (kg ha⁻¹).

N	Año	a	EE	b	EE	c	EE	r ²	R ²	DE
----- FS t ha ⁻¹ -----										
0	1	7.32	0.85	0.57	0.13	-0.012	0.004	-	0.70	1.80
	2	2.92	0.80	0.98	0.13	-0.021	0.004	-	0.88	1.71
80	1	12.23	0.69	0.44	0.11	-0.012	0.003	-	0.52	1.47
	2	5.51	0.72	0.95	0.11	-0.022	0.004	-	0.87	1.53
160	1	12.65	0.69	0.42	0.11	-0.012	0.003	-	0.49	1.46
	2	8.29	0.77	0.58	0.12	-0.011	0.004	-	0.77	1.64
----- PC % -----										
0	1	14.20	0.47	0.38	0.03	-	-	0.93	-	1.22
	2	16.78	0.64	0.67	0.10	-0.014	0.003	-	0.85	1.36
80	1	13.17	0.66	0.33	0.04	-	-	0.83	-	1.70
	2	14.36	0.66	0.95	0.11	-0.020	0.003	-	0.91	1.41
160	1	16.87	0.67	0.19	0.04	-	-	0.60	-	1.74
	2	15.71	0.51	0.92	0.08	-0.020	0.003	-	0.94	1.08
----- NR kg ha ⁻¹ -----										
0	1	224.42	24.12	11.35	1.31	-	-	0.81	-	62.28
	2	82.57	29.43	37.90	4.65	-0.759	0.148	-	0.90	62.55
80	1	306.49	20.14	7.88	1.10	-	-	0.74	-	52.01
	2	130.09	30.68	42.20	4.85	-0.899	0.155	-	0.90	65.20
160	1	410.12	15.36	4.04	0.83	-	-	0.56	-	39.65
	2	205.03	29.05	34.80	4.59	-0.676	0.147	-	0.89	61.74
----- NF kg ha ⁻¹ -----										
0	1	116.67	39.68	8.24	1.93	-	-	0.57	-	64.80
	2	285.37	31.16	7.19	1.52	-	-	0.62	-	50.88
80	1	85.77	35.19	6.23	1.71	-	-	0.49	-	57.46
	2	282.37	40.65	7.01	1.98	-	-	0.47	-	66.39
160	1	41.91	42.09	4.59	2.05	-	-	0.26	-	68.71
	2	199.62	41.87	8.62	2.04	-	-	0.56	-	68.38

N = Dosis de N kg ha⁻¹

Modelo $Y = a + b(X) + c(X^2)$

EE = Error estándar.

DE = Desviación estándar.

r² y R² = Coeficientes de determinación para una relación lineal y de segundo grado, respectivamente. Todas altamente significativas, p<0.01.

nitrogenado, posiblemente como resultado de la respuesta de la gramínea al nitrógeno. Aplicaciones superiores a 80 kg N ha⁻¹ ciclo⁻¹ no se reflejaron en los rendimientos de FS, debido a que la demanda de N por la mezcla fue cubierta por el suelo, fertilizante y la fijación simbiótica del TA.

Proteína Cruda

La inclusión de cualquier leguminosa fijadora de N₂ en mezcla con una gramínea aumentará la concentración final de PC en el forraje (Haynes, 1980). En este caso, durante el primer año el incremento de PC fue lineal con el aumento de la proporción de TA en las mezclas, y cuadrático durante el segundo año (Figura 2). En ambos casos, los coeficientes de determinación fueron altamente significativos (p<0.01), fluctuando de 0.60 a 0.94 (Cuadro 1).

Los contenidos de PC del TA encontrados en este estudio coinciden con los reportados por Graves *et al.*, 1987 y Guesseous, 1981. La alta disponibilidad de N en el suelo más el N aplicado durante el primer año, limitó la capacidad del TA para fijar N₂ (Graves *et al.*, 1987), y promovió el desarrollo del BA, aumentando así su competencia por luz y nutrientes (Mallarino y Wedin, 1990a). Para el segundo año y con menos N disponible en el suelo, la fertilización nitrogenada no limitó la capacidad fijadora del TA por lo que el contenido de PC en las mezclas no se vio afectada por los incrementos de la fertilización nitrogenada.

Nitrógeno Removido

Las relaciones entre NR y la proporción de TA en las mezclas resultaron lineales para el primer año y cuadráticas en el segundo (Figura 3), en ambos años los

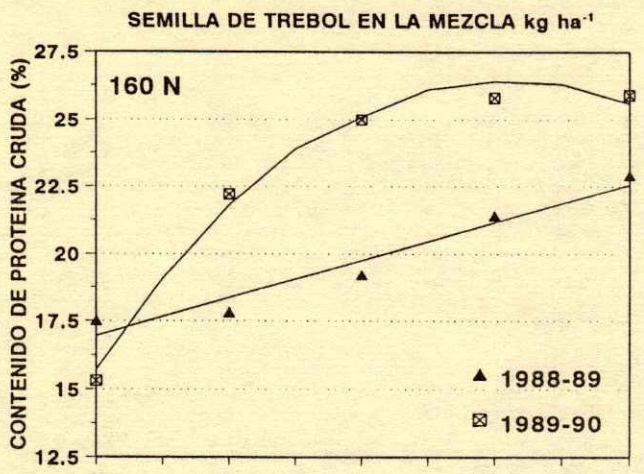
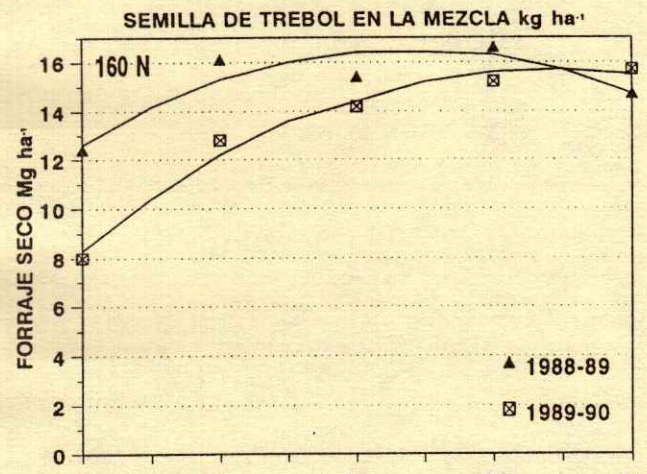
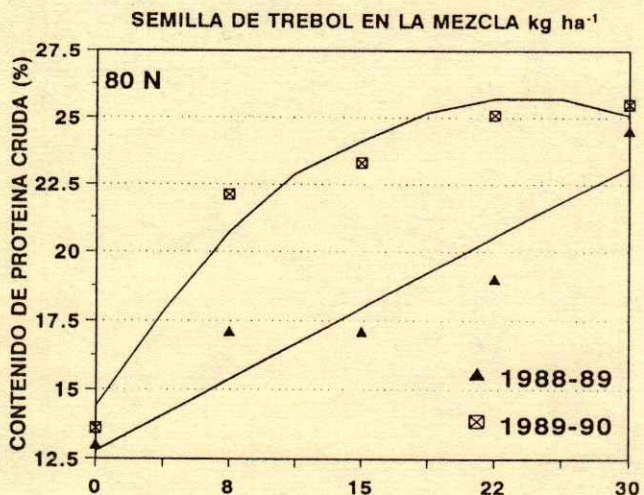
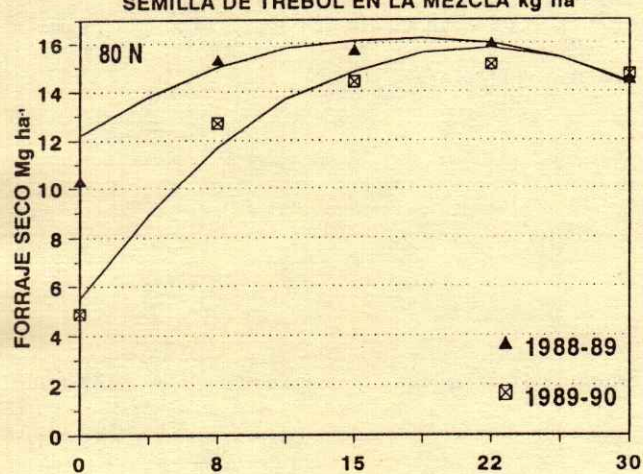
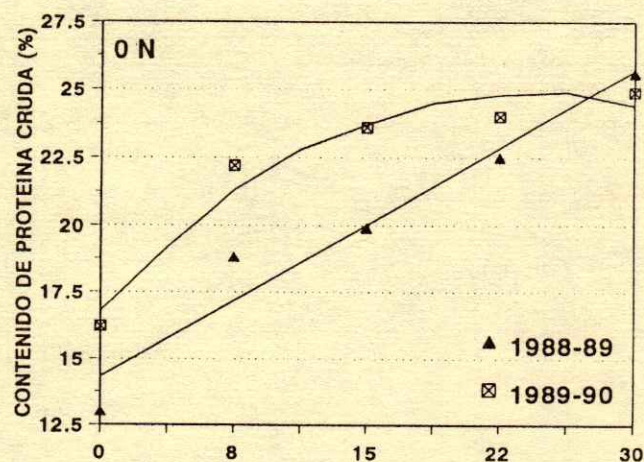
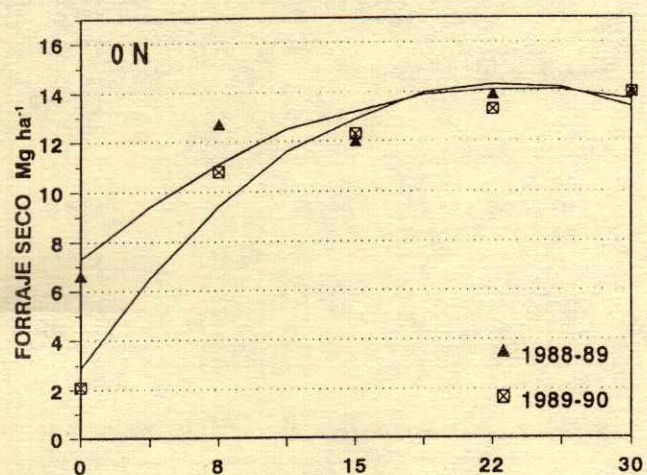


Figura 1. Efecto de la cantidad de semilla de trébol en mezcla con ballico anual y dosis de nitrógeno (total en el ciclo), sobre la producción total de forraje seco. Densidad de las mezclas 30 kg ha⁻¹.

Figura 2. Efecto de la cantidad de semilla de trébol en mezcla con ballico anual y dosis de nitrógeno (total en el ciclo), sobre el contenido global de proteína cruda. Densidad de las mezclas 30 kg ha⁻¹.

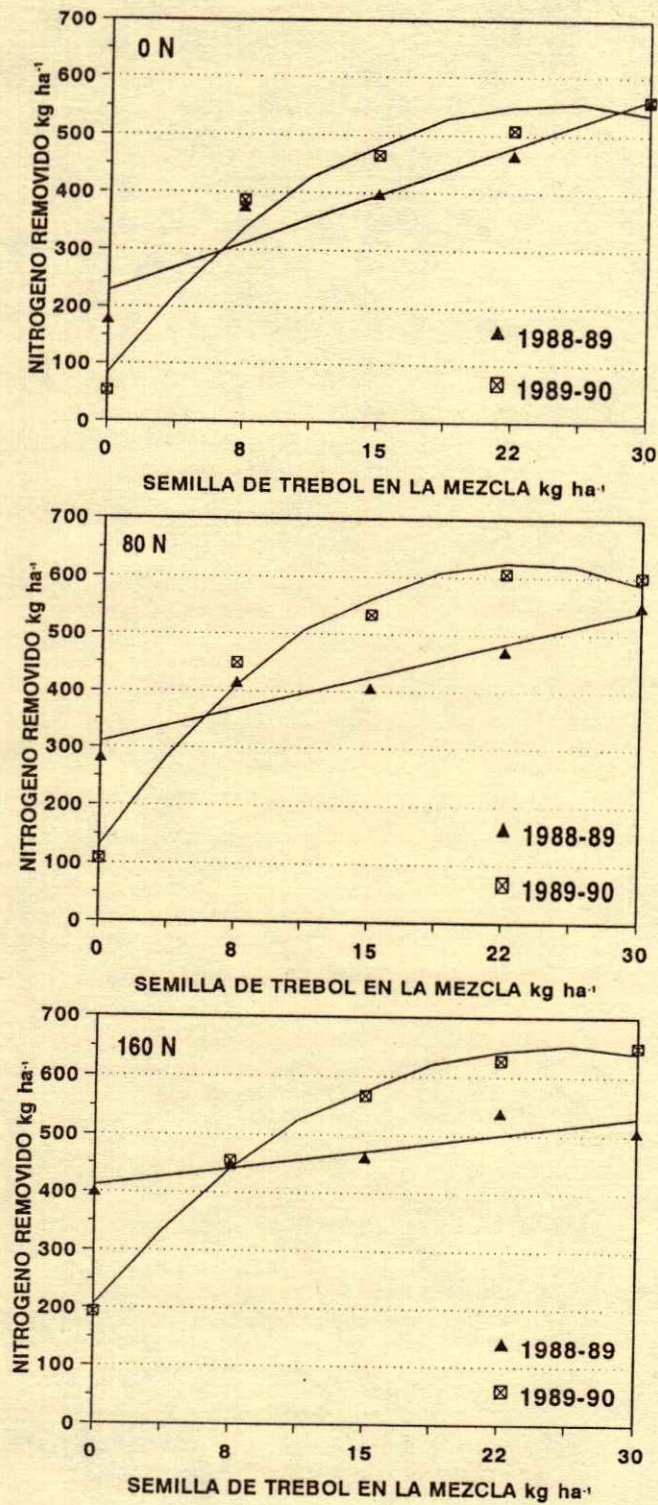


Figura 3. Efecto de la cantidad de semilla de trébol en mezcla con ballico anual y dosis de nitrógeno (total en el ciclo), sobre la remoción global de nitrógeno por la materia seca. Densidad de las mezclas 30 kg ha⁻¹.

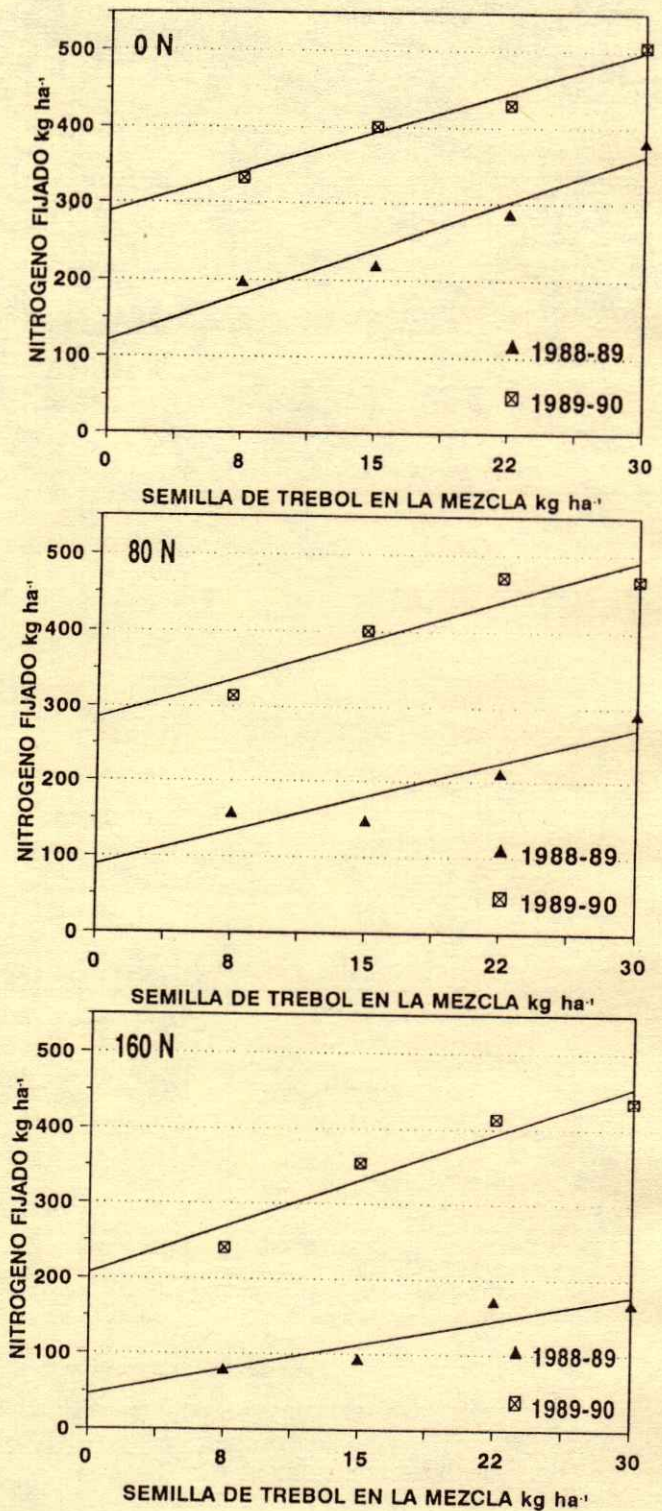


Figura 4. Efecto de la cantidad de semilla de trébol en mezcla con ballico anual y dosis de nitrógeno (total en el ciclo), sobre el nitrógeno fijado por el trébol. Densidad de las mezclas 30 kg ha⁻¹.

coeficientes de determinación fueron altamente significativos (Cuadro 1), fluctuando de 0.56 a 0.90.

La remoción de nitrógeno aumentó conforme lo hicieron la proporción de TA en la mezcla y la cantidad de fertilizante nitrogenado. Sin embargo, la respuesta al fertilizante aplicado fue más notoria en el monocultivo de BA (Figura 3).

En el caso del monocultivo TA se presentaron dos distintas tendencias. Durante el primer año, iniciando con un suelo con alto contenido de N disponible, la remoción de N presentó una ligera tendencia a disminuir conforme aumentó la dosis de N, lo cual posiblemente inhibió la fijación de N₂ (Williams *et al.*, 1991). En cambio, durante el segundo año (suelo con menor contenido de N disponible) la tendencia fue inversa, el TA removió ligeramente más nitrógeno conforme aumentó la dosis de fertilizante nitrogenado, posiblemente el sistema de fijación de N₂ no llenó las necesidades de esta leguminosa.

Fijación de N₂

En ambos años se encontró una relación lineal positiva entre la proporción de semilla de TA en las mezclas y la cantidad de NF (Figura 4, Cuadro 1). El alto contenido de N inicial en el suelo del primer año afectó negativamente la capacidad del TA para fijar N₂ (Williams *et al.*, 1991).

El menor contenido de N en el suelo para el segundo año permitió una mayor cantidad de NF por el TA, lo cual es demostrado por los diferentes valores del intercepto "a" y lo homogéneo de las pendientes "b" entre los dos años y al mismo nivel de fertilización N (Cuadro 1), excepto para la dosis de 160 kg N ha⁻¹, donde el N químico afectó a la capacidad de fijación de N₂ del TA, menor pendiente en el primer año.

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos se concluye que el trébol alejandrino, dada su alta capacidad de fijar N₂, puede ser explotado como monocultivo o en mezcla con el ballico anual. En mezcla con esta gramínea y en condiciones de bajo nitrógeno disponible en el suelo requerirá de dosis bajas de fertilizante químico nitrogenado. Lo que significa beneficios económicos por un lado, y ecológicos, al disminuir los riesgos de acumulación de nitratos en suelo y planta.

Como monocultivo o en mezcla con ballico anual, es una excelente opción para la producción de forraje

durante la época invernal en la Comarca Lagunera, con niveles de producción y contenido de proteína cruda superiores a los del monocultivo delballico anual.

La aplicación de fertilizantes químicos nitrogenados y la alta disponibilidad de N en el suelo limitaron la capacidad de la leguminosa para la fijación simbiótica de N₂.

LITERATURA CITADA

- Association of Official Analytical Chemists. 1980. Official methods of analysis. 13th ed. AOAC, Washington, DC, USA.
- Cowling, D.W. 1961. The effect of white clover and nitrogenous fertilizer on the production of a sward. I. Total annual production. *J. British Grass. Soc.* 16(4): 281-290.
- Evers, G.W. 1985. Forage and nitrogen contribution of arrowleaf and subterranean clovers overseeded on bermudagrass and bahiagrass. *Agron. J.* 77: 960-963.
- Graves, W.L., W.A. Williams, V.A. Wegrzyn, M.D. Calderon, M.R. George y J.L. Sullins. 1987. Berseem clover is getting a second chance. *California Agriculture, University of California* 41(9 & 10): 15-18.
- Guesseous, F. 1981. Age, date of cutting, and temperature as factors affecting chemical composition of berseem (*Trifolium alexandrinum* L.). pp. 475-478. *In: Proceedings of the XIV International Grassland Congress. Lexington KY, USA. Westview Press. Bolder, CO.*
- Haynes, R.J. 1980. Competitive aspects of the grass-legume association. *Advances in Agronomy* 33: 227-261.
- Hoveland, C.S. y M.D. Richardson. 1992. Nitrogen fertilization of tall fescue-birdsfoot trefoil mixtures. *Agron. J.* 84: 621-627.
- Joost, R.E. y C.R. Chaney. 1988. Management of berseem clover for optimum forage yield and quality. *Louisiana Agriculture, Louisiana State University*, 31(4): 18-19.
- Knight, W.E. 1985. Miscellaneous annual clovers. pp. 547-562. *In: N.L. Taylor (ed). Clover science and technology. ASA, Madison, WI.*
- LaRue, T. y T.G. Patterson. 1981. How much nitrogen do legumes fix? *Advances in Agronomy* 34: 15-38.
- Mallarino, A.P. y W.F. Wedin. 1990a. Effect of species and proportion of legume on the herbage yield and nitrogen concentration of legume-grass mixtures. *Grass For. Sci.* 45: 393-402.
- Mallarino, A.P. y W.F. Wedin. 1990b. Nitrogen fertilization effects on dinitrogen fixation as influenced by legume species and proportion in legume-grass mixtures in Uruguay. *Plant Soil* 124: 127-135.
- Mallarino, A.P., W.F. Wedin, R.S. Goyenola, C.H. Perdomo y C.P. West. 1990. Legume species and proportions effects on symbiotic dinitrogen fixation in legume-grass mixtures. *Agron. J.* 82: 785-789.
- Ta, T.C. y M.A. Faris. 1987. Effects of alfalfa proportions and clipping frequencies on timothy-alfalfa mixtures. II. Nitrogen fixation and transfer. *Agron. J.* 79: 820-824.
- Van Keuren, R.W. y C.S. Hoveland. 1985. Clover management and utilization. pp. 325-354. *In: N.L. Taylor (ed.). Clover science and technology. ASA, Monograph No. 25. Madison, WI.*

Williams, W.A., M.B. Jones y C.C. Delwiche. 1977. Clover N-fixation measurement by total-N difference and N^{15} a-values in lysimeters. *Agron. J.* 69: 1023-1024.

Williams, W.A., W.L. Graves, K.G. Cassman, P.R. Miller y C.D. Thomsen. 1991. Water-efficient clover fixes soil nitrogen, provides winter forage crop. *California Agriculture*. University of California 45(4): 30-32.

MICROBIAL BIOMASS AND NUTRIENT DISTRIBUTION IN SOIL AS AFFECTED BY LONG-TERM TILLAGE

Efecto a Largo Plazo del Uso de Labranza en la Distribución de la Masa Microbiana y Nutrientos en el Perfil del Suelo

J.R. Salinas-Garcia¹, F.M. Hons^{1*}, and J.E. Matocha²

SUMMARY

The adoption of conservation tillage systems has created questions regarding their long-term effects on soil properties and nutrient dynamics. Soil properties were evaluated after 15 years of corn (*Zea mays* L.) / cotton (*Gossypium hirsutum* L.) production under conventional-bedding (CT), moldboard (MB), chisel (CH), minimum tillage (MT), and no-tillage (NT) on an Orelia sandy clay loam (fine-loamy, mixed, hyperthermic Typic Ochraqualf) soil in south Texas. Conservation tillage treatments (NT and MT) significantly increased crop residue accumulation at the soil surface. In the 0- to 50-mm surface layer, soil organic C, microbial biomass C and N, total N, and extractable P were approximately twice as high with NT as with the average of the other tillage treatments. Long-term NT decreased soil pH and CEC as compared to MB, CH, and CT in the surface layer. Residual NO₃-N to a depth of 1200 mm under NT was consistently less than with the other tillage treatments. Higher levels of soil organic C, microbial biomass C and N, total N, extractable P, and lower pH and concentrations of NO₃-N were directly related to surface accumulation of crop residues promoted by conservation tillage management. The long-term sustainability of this soil for crop production appeared to be enhanced with reduced tillage management.

Index words: Long-term tillage, Crop residue accumulation, Microbial biomass C and N, Nutrient distribution, and Residual soil nitrate-nitrogen.

¹ Department of Soil and Crop Sciences, Texas A&M Univ., College Station, TX 77843-2474.

² Texas A&M Univ. Agric. Res. and Ext. Center, Corpus Christi, TX 78410. Contribution of Texas Agric. Exp. Stn.

* Author for correspondence.

Aceptado: Mayo de 1997.

RESUMEN

La adopción de los sistemas de labranza de conservación ha motivado el interés por estudiar los efectos que a largo plazo tendrá sobre las características del suelo y la dinámica de nutrientes. Después de 15 años de producción de maíz (*Zea mays* L.) y algodón (*Gossypium hirsutum* L.) bajo los sistemas de labranza en surcos o cama tradicional, barbecho, subsuelo, labranza mínima, y no-labranza, se evaluaron algunas características de un suelo arenolimo-arcilloso (limo-fino, mixto, hipertérmico típico Ochraqualf) del sur de Texas. Los sistemas de labranza de conservación (NT y MT) incrementaron significativamente la acumulación de residuos de cosecha en la superficie del suelo. El contenido de carbono orgánico, la biomasa microbiana de carbono y nitrógeno, el nitrógeno total y el fósforo asimilable en la capa superficial del suelo (0 a 50 mm) aproximadamente se duplicó en el sistema de no-labranza en relación con los demás sistemas evaluados. El uso de no-labranza a largo plazo redujo el pH del suelo y la capacidad de intercambio catiónico en la capa superficial del suelo. La concentración residual de NO₃-N en el perfil del suelo a una profundidad de 1200 mm fue consistentemente inferior en el sistema no-labranza, comparada con el resto de los tratamientos. Los sistemas de labranza de conservación promovieron la acumulación de residuos de cosecha en la superficie del suelo y esto se relacionó directamente con niveles superiores de carbono orgánico, biomasa microbiana de carbono y nitrógeno, nitrógeno total, fósforo asimilable, y la reducción del pH y contenido de NO₃-N. La sostenibilidad a largo plazo de este suelo se incrementó con el uso de sistemas de labranza reducida.

Palabras clave: Labranza a largo plazo, acumulación de residuos de cosecha, biomasa microbiana de C y N, distribución de nutrimentos, nitrato residual del suelo.

INTRODUCTION

The adoption of less intensive tillage systems has generated questions among farmers and researchers about the long-term effects of conservation tillage on crop residue accumulation and management, soil biological and chemical properties, and nutrient availability. Alteration of soil conditions by tillage can significantly affect productivity and sustainability through influences on depth distribution of soil organic matter (SOM), microbial activity and nutrient dynamics (Doran and Smith, 1987; Follett and Peterson, 1988; Mahboubi *et al.*, 1993). Conventional tillage incorporates crop residues, lime, and fertilizer, which results in a mechanically mixed surface soil layer that is quite different from the relatively undisturbed surface soil under conservation tillage. Conservation tillage systems, especially no-till, result in the accumulation of organic matter in the upper few centimeters of soil (Follett and Schimel, 1989; Karlen *et al.*, 1991).

Soil organic matter is the major source of soil nitrogen, contains as much as 65 % of total soil phosphorus, and also provides significant amounts of sulfur and other nutrients essential for plant growth (Stevenson, 1986). It is also universally accepted that the carbon fraction is used by soil microbial biomass as an energy source for metabolic activity, with nutrient availability and soil structure being altered in the process (Paul, 1991). Microbial biomass in no-tillage and plowed soils shows stratification patterns similar to that of organic carbon (Doran, 1987). Microbial biomass has been shown to be a sensitive indicator of differences in sustainable cropping systems (Anderson and Domsch, 1989). Numerous reports in the past decade have found greater microbial activity in the surface of NT soil compared to CT soil in response to litter accumulation on the soil surface (Bauer and Black, 1994; Dalal *et al.*, 1991; Dick, 1984; Doran, 1987; Follett and Schimel, 1989; Franzluebbers *et al.*, 1995; Granatstein *et al.*, 1987; Groffman *et al.*, 1987; Linn and Doran, 1984; Staley *et al.*, 1988).

Nutrient transformations within soil are closely coupled with C dynamics (McGill *et al.*, 1975). Several researchers reported higher concentrations of available P, Ca, K and organic C and N in soils under no-tillage (Mahboubi *et al.*, 1993; Saffinga *et al.*, 1989; Utomo *et al.*, 1990;). Ismail *et al.* (1994) indicated that soil under continuous corn and no-tillage for 20 yr showed significantly higher soil organic C and N, extractable P and exchangeable Ca, Mg and K than with conventional tillage.

Stabilization of SOM is an important part of sustaining the tilth and fertility of soil. The steady state or equilibrium level of SOM is determined by biological, chemical, and physical soil properties that control microbial activity (Cole *et al.*, 1987). Maintaining, or even increasing, SOM at the highest levels attainable under economic crop production may require tillage systems that maximize the amount of residue produced and returned to the soil surface. Our objective was to determine the long-term effects of tillage on soil profile distribution of microbial biomass, nutrient availability and selected soil properties.

MATERIALS AND METHODS

Site Description and Tillage Management

A long-term field experiment with different tillage treatments was established in the fall of 1979 at the Texas A&M University Agricultural Research and Extension Center near Corpus Christi, Texas (27° 46' N, 97° 30' W). The soil is an Orelia sandy clay loam containing 68.5 % sand, 5.2 % silt, 26.3 % clay, 2.1 % CaCO₃, approximately 1.2 % organic matter, and a pH of 8.4 (1:2 soil/water). Annual temperature averages 22 °C and annual rainfall averages 765 mm. Crop sequences include continuous corn for four years followed by four years of cotton. The sequence was in the third year of corn when sampled in 1994. Tillage treatments include CT [shredding and disking stalks after harvest, followed by plowing out stubble in old plant rows with sweeps and rebuilding raised beds (bedding); row middles and beds are cultivated during fall and winter to control weeds]; MB (shredding and disking stalks after harvest, followed by moldboard plowing to a depth of 30 cm and field cultivation, then bedding, with row middles and beds cultivated during the fall and winter to control weeds); CH (same

operations as moldboard but plowing was performed with a chisel plow to a depth of 30 cm); MT [shredding and disking stalks after harvest followed by root plowing the plant stubble and forming low profile beds; glyphosate (1.12 kg ha⁻¹) and dicamba + 2,4-D (0.14 kg ha⁻¹ + 0.40 kg ha⁻¹) were sprayed to control winter and fall weeds]; NT [shredding stalks and spraying paraquat (0.70 kg ha⁻¹) and glyphosate (1.12 kg ha⁻¹) as needed for fall and winter weed control]. All tillage treatments were tested with both high (90 N, 10 P kg ha⁻¹) and low (45 N, 10 P kg ha⁻¹) N fertilization rates. Fertilization treatments were knifed prior to planting as (20 - 5 - 0) and (20 - 10 - 0) for the higher and lower N rates, respectively. Atrazine was banded over the row at 0.84 kg a.i. ha⁻¹ three weeks following planting. Corn was planted in late February and harvested in late July each year.

A randomized, complete block design was used. Plots measured 7.68 by 10 meters. Row spacing was 0.97 m. Treatments were replicated four times.

Soil Sampling and Preparation for Analyses

Surface crop residue was collected after primary tillage in October from two midrow to midrow 1 m² areas that were representative of each tillage treatment, dried (60 °C, 48 h) and weighed.

Soil samples were collected prior to the 1994 corn growing season two weeks before planting in February. Soil samples from each plot for chemical and biological analysis consisted of two composite subsamples that were taken with a narrow spade and divided into segments of 0 to 50, 50 to 125, and 125 to 200 mm, placed on ice and brought to the laboratory for preparation. Field-moist soil was sieved to pass a 5-mm screen (visible pieces of crop residues and roots were removed) and stored in a moist condition at 4 °C.

An additional composite soil sample for chemical analyses consisting of two subsamples (one in the fertilizer band 10 cm from the plant row and one in the furrow) was collected with a tractor-mounted hydraulic probe (52 mm diameter core) from each high fertilizer split-plot. Samples were divided into depth sections of 0 to 200, 200 to 460, 460 to 610, 610 to 910, and 910 to 1200 mm and air-dried in a greenhouse for several days prior to determining residual soil NO₃-N.

Chemical Analyses

Subsamples of soil collected for chemical analyses were dried (60 °C, 48 h) and ground to pass a 0.5-mm sieve. Total Kjeldahl N (TKN) was determined by digestion in H₂SO₄ (Nelson and Sommers, 1980), followed by analysis using an autoanalyzer (Technicon Industrial Systems, 1977a). Residual soil NO₃-N was determined using an automated cadmium reduction method (Technicon Industrial Systems, 1977b) following extraction with 2 M KCL (1:4 w:v) and shaking for 30 minutes. Total soil organic C was determined by the Walkley-Black method (Nelson and Sommers, 1982), while extractable P was removed with 0.5 M NaHCO₃, pH 8.5 and determined using a colorimetric molybdate blue method (Olsen *et al.*, 1954). Soil pH was determined in a 1:2 (w:v) soil:water extract. Cation exchange capacity was calculated following Na⁺ saturation of soil samples with 1 M NaOAc, removal with 1 M NH₄OAc, and analysis of Na⁺ by atomic absorption (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954).

Biological Analyses

Soil microbial biomass C and N were estimated using the chloroform fumigation-incubation method (Jenkinson and Powlson, 1976) with the following modifications. Field-moist soil (approximately 35 g oven dry weight equivalent) was placed in 50-mL beakers, fumigated, brought to a water potential of approximately -30 J kg⁻¹ with deionized water (0.3 kg kg⁻¹), and incubated in 1-L airtight canning jars in the presence of 10 mL of 1 M KOH at 25 °C for 10 days. The amount of CO₂-C trapped in the alkali was determined by titration (Anderson, 1982). Soil microbial biomass C was determined from the following equation:

$$SMBC = (\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1} \text{ soil } 10 \text{ d}^{-1})_{\text{fumigated}}/k_c$$

where $k_c = 0.41$ (Voroney and Paul, 1984).

Soil from samples taken prior to fumigation/incubation (i.e., initial) and those incubated for 10 days were dried at 60 °C for 24 h and sieved to pass a

2-mm screen. A 7-g portion was extracted in 28 mL of 2 M KCL for 30 min on a reciprocating shaker. The soil extract was analyzed for $\text{NH}_4^+\text{-N}$ using autoanalyzer techniques described previously. Soil microbial biomass N was determined from the following equation:

$$\text{SMBN} = \frac{[(\text{mg NH}_4^+\text{-N kg}^{-1} \text{ soil } 10 \text{ d}^{-1})_{\text{fumigated}} - (\text{mg NH}_4^+\text{-N kg}^{-1} \text{ soil})_{\text{initial}}]/k_N}{0.41}$$

where $K_N = 0.41$ (Carter and Rennie, 1982).

Statistical Analyses

Analysis of variance (SAS Institute Inc., 1985) and Duncan's multiple-range test (Steel and Torrie, 1980) were used to determine and separate significant differences in response parameters due to tillage within soil depths. Unless otherwise indicated, significance is indicated at $p \leq 0.05$.

RESULTS AND DISCUSSION

Surface Crop Residue

Surface crop residue was significantly affected by long-term tillage (Figure 1). Crop residue was highest from soils under conservation tillage (NT and MT), while soils receiving MB plowing exhibited the least crop surface residue. Quantities of crop residue from CT, CH, and MT treatments were intermediate to these two extremes. Accumulation of surface crop residues can be expected with tillage systems (i.e., NT, MT and CH) that do not completely incorporate crop residues. The use of NT in this region resulted in increases in surface crop residue of 70 and 350 % compared to CT and MB systems, respectively. Holland and Coleman (1987) found higher crop residue with conservation tillage compared with MB because buried straw generally decomposes faster than crop residues left on the surface. Soils that are never inverted by plowing contain crop residues stratified predominantly at the soil surface and more organic matter than plowed soils (Doran, 1987). Increased surface crop residue may be especially important in decreasing soil water loss by

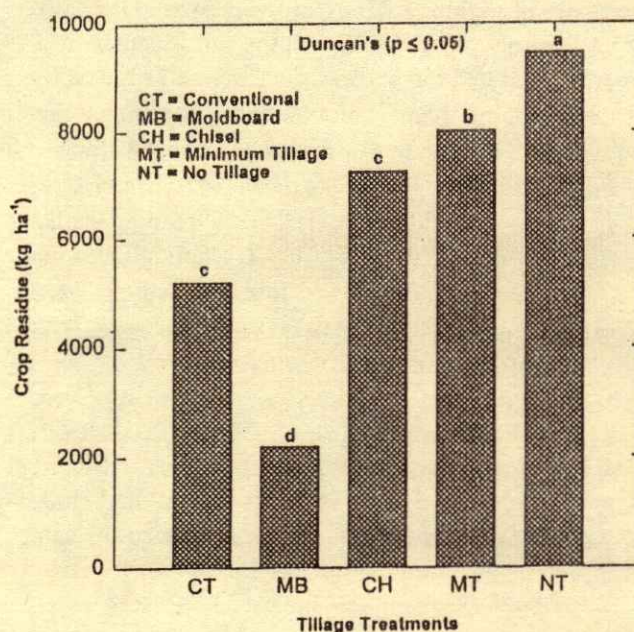


Figure 1. Crop residue on the soil surface as affected by long-term tillage. Means followed by the same letter are not significantly different.

evaporation in dry climates (Cripps and Matocha, 1987).

Soil Organic Carbon

Soil organic C was significantly affected by long-term tillage systems, and generally decreased with soil depth (Figure 2). In the surface 0 to 50 mm, SOC decreased with increasing tillage and was 15 to 53 % greater with NT than with the other tillage treatments. This result occurred because tillage mixes crop residue throughout the tillage zone, whereas residues are concentrated on the soil surface with NT. Incorporation also speeds residue decay. Below the surface 50 mm, SOC decreased in all tillage treatments, except MB where it tended to increase at depths exceeding 90 mm. Deep incorporation of crop residue with long-term plowing may account for this effect. Similar results were reported from a long-term tillage study by Alvares *et al.* (1995). These authors stated that after 15 years, SOC content in the surface 0 to 50 mm was 42 to 50 % greater in NT than in the other treatments. From the surface to a depth of

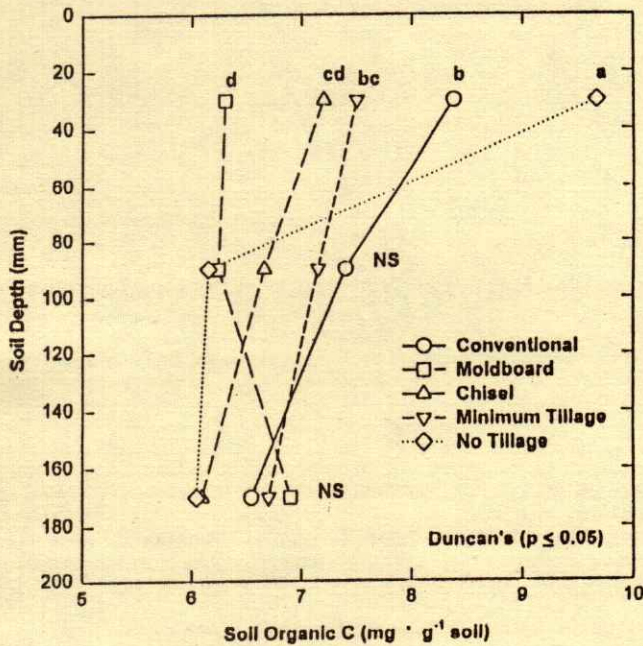


Figure 2. Soil organic carbon to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

200 mm, SOC decreased with NT, but tended to remain constant in plowed soils.

Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen

Soil microbial biomass C and N were significantly affected by long-term tillage and followed a similar trend to SOC with depth (Figures 3 and 4). In the surface 0 to 50 mm, soil microbial biomass C and N were 31 and 50 % greater, respectively, in conservation tillage systems (NT and MT) compared to the other tillage treatments. At lower depths, soil microbial biomass C and N were not significantly different and decreased in all tillage treatments. This decrease, however, was least evident in MB soils and probably resulted from the burial and mixing of crop residues with depth through plowing. In contrast, higher surface soil microbial biomass concentrations with NT and MT may be due to the accumulation of crop residues near the soil surface. Doran (1987) evaluated long-term tillage effects on soils at several sites in the USA and found that microbial biomass in the surface of NT soils averaged 54 % higher than in plowed soils. He also reported that microbial biomass

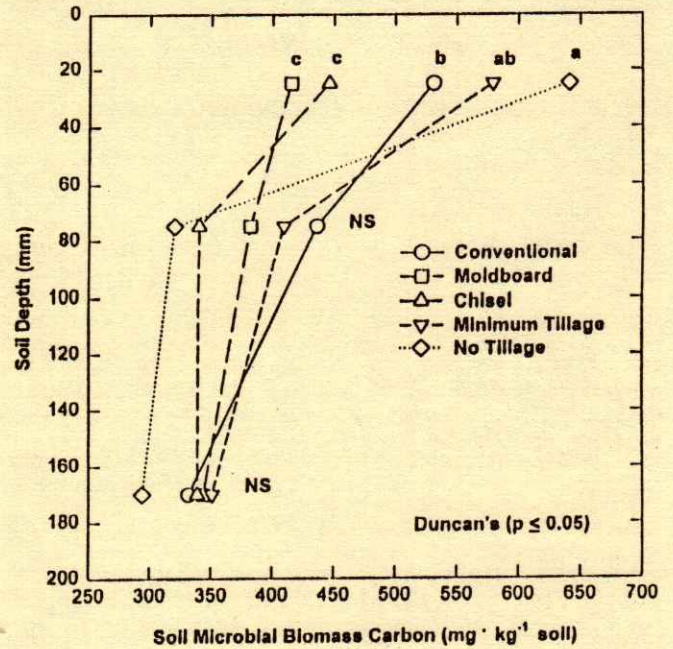


Figure 3. Soil microbial biomass C to a depth of 200 mm as affected by long-term, tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

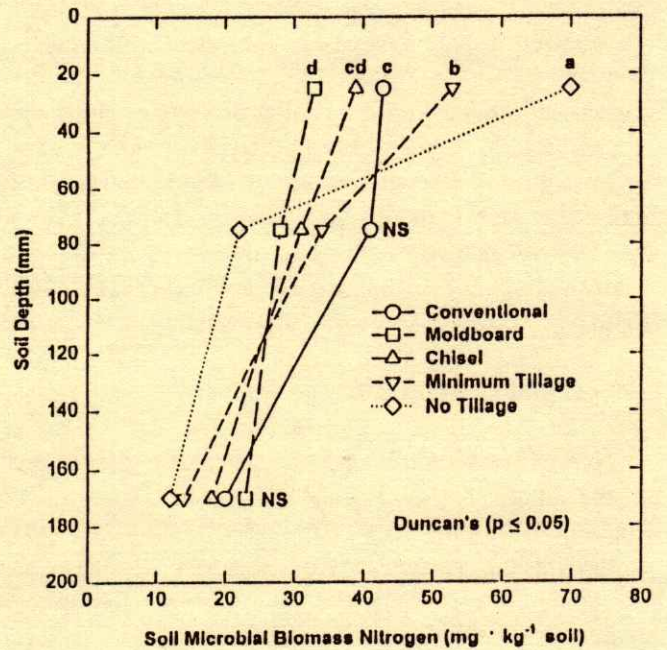


Figure 4. Soil microbial biomass N to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

was closely associated with distributions of SOC and moisture content as influenced by tillage.

Total Kjeldahl Soil Nitrogen and Extractable Phosphorus

Total soil N and extractable P followed a pattern similar to soil organic C. In the surface 0 to 50 mm, total soil N and extractable P were 36 and 84 % greater, respectively, with NT compared to the average of the other treatments (Figures 5 and 6). The effect, however, was confined to that near-surface depth. Total N and extractable P at lower depths decreased in all tillage treatments, especially with NT. This tendency was least evident with MB. Tillage with intermediate disturbance (MT, CH, and CT) resulted in less total N and extractable P in surface soil than NT, but more than the MB plowed soil. Increased total N and extractable P apparently resulted from the increased concentration of crop residue near the soil surface with conservation tillage systems. Nitrogen mineralization and phosphorus solubility are known to be enhanced by increasing soil organic matter content (Blevins *et al.*, 1977; El-Baruni and Olsen, 1979; Elliot *et al.*, 1987). Greater total N and extractable P near the soil surface with NT and other conservation tillage systems is consistent with results reported by other researchers at various locations (Blevins *et al.*, 1977, 1983; Follet and Peterson, 1988; Hooker and Schepers, 1984; Lamb *et al.*, 1985; Unger, 1991). These authors also indicated that total N and extractable P in NT soils sharply declined below the 50-mm soil surface. The decline was closely associated with decreasing organic matter with soil depth.

Soil pH and Cation Exchange Capacity

Soil pH was significantly influenced by tillage only in the upper 0- to 50-mm soil layer (Figure 7). Continuous NT for 15 yr. resulted in a significant pH decline in the surface layer. Soil pH of NT was 0.20 units lower than the average of the tilled treatments in this layer. The absence of soil mixing following N fertilizer application in conjunction with increased organic matter probably resulted in increased soil acidity at the soil surface with NT. This was attributed mostly to nitrification of NH_4^+ from surface applied NH_4NO_3 fertilizer and from mineralization of

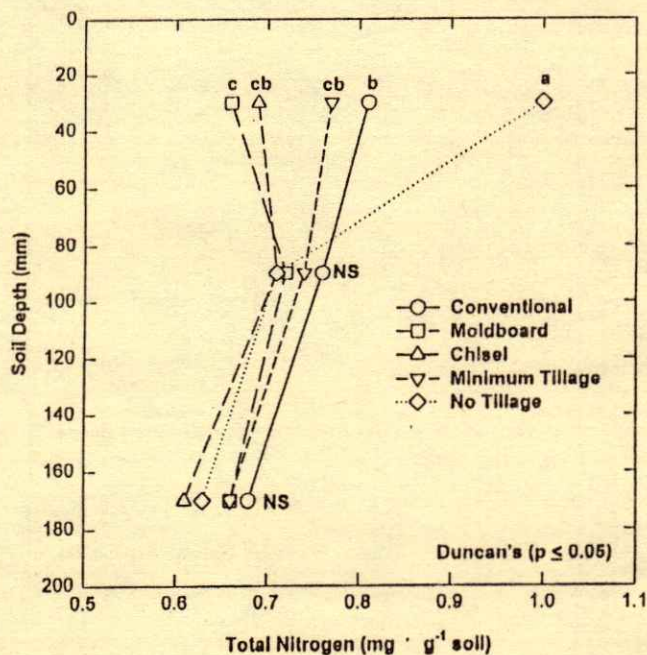


Figure 5. Total Kjeldahl nitrogen to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

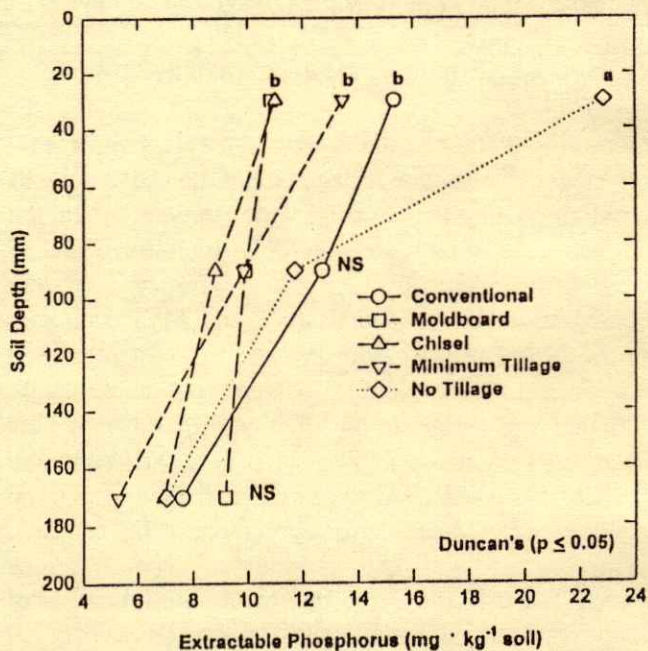


Figure 6. Extractable phosphorus to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

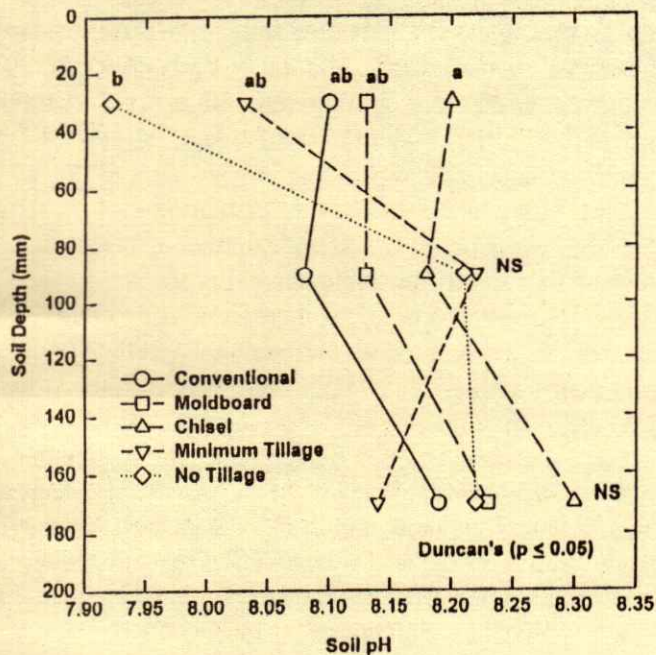


Figure 7. Soil pH to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

N in accumulated crop residues. Similar results have been previously reported (Blevins *et al.*, 1977, 1983; Dick, 1983; Moschler *et al.*, 1973). In comparison with coarse-textured soils of low buffer capacity, continuous use of NT with this fine-textured calcareous soil has not resulted in dramatic acidification. Decreased soil pH could be beneficial in increasing micronutrient and P availability in this calcareous soil.

Cation exchange capacity increased with soil depth (i. e., clay content) but was significantly affected by long-term tillage only in the surface 0 to 50 mm (Figure 8). Tillage treatments (NT, MT and CH) that do not incorporate crop residues and mix the soil generally resulted in a reduction in CEC of the surface soil. The average CEC of soils from NT, MT and CH was 9.9 % lower than from MB and CT treatments. The tillage effect on CEC may result from MB and CT treatments mixing deeper horizons containing more clay with the sandy surface soil. These results are contradictory to those reported in long-term tillage studies where CEC in the surface soil layer was significantly lower on fully tilled plots than on reduced or zero-tillage plots (Chan *et al.*, 1992; Horne *et al.*, 1992; Lal, 1982). These authors suggested that the

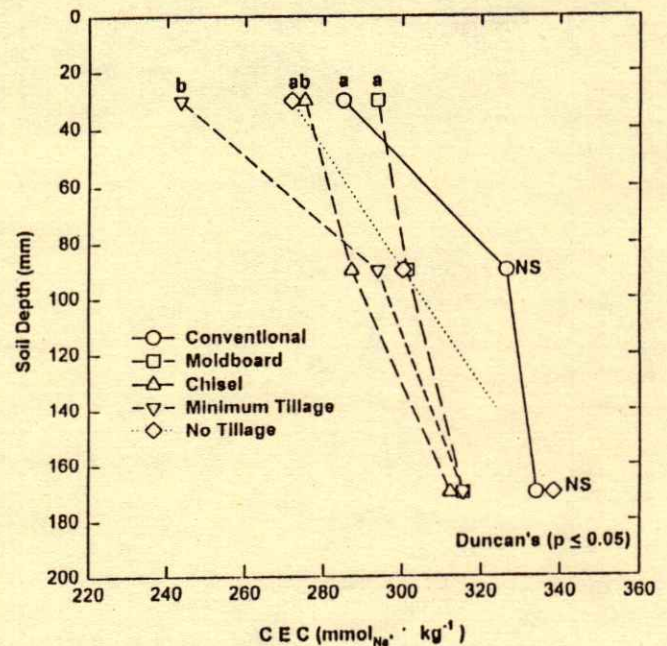


Figure 8. Cation exchange capacity to a depth of 200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

reduction in CEC was related to losses of SOC due to tillage. In our case, the effect of the greater accumulation of surface crop residue with NT and MT on CEC was apparently more than offset by the additional clay mixed with surface horizons by more intensive tillage treatments. On the other hand, our results are similar to those reported for a fine-textured calcareous mollic Ochraqualf where NT resulted in a significant reduction in CEC of the surface layer (Lal *et al.*, 1990).

Residual Soil Nitrate-Nitrogen

Residual soil $\text{NO}_3\text{-N}$ to a depth of 1200 mm was consistently less under NT and consistently higher under CH than for the other tillage treatments. These differences, however, were significant only in the 0 to 30-mm surface layer and the deepest 910 to 1200-mm layer (Figure 9). Since movement of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ is closely related to water movement, tillage management which increases water infiltration under fallow may increase the potential for $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching. Previous research on these plots indicated that CH and MB tillage systems provided cloddy surface conditions and fractured tillage pans, producing higher infiltration

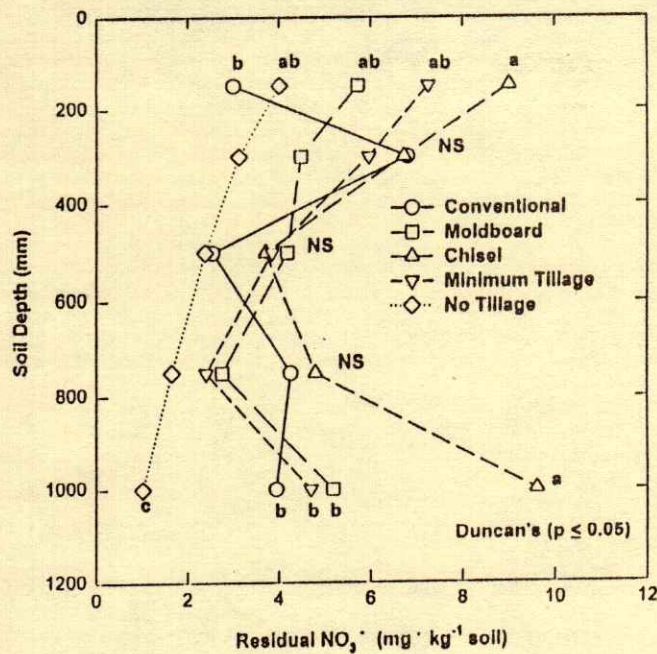


Figure 9. Residual nitrate-nitrogen to a depth of 1200 mm as affected by long-term tillage. Means within a depth followed by the same letter are not significantly different. NS indicates nonsignificant.

rates than for conventional and conservation tillage systems (Salinas, 1981). Bolton *et al.* (1970) in a study with a Brookston clay loam reported that the volume of water that flowed through the soil was the predominant factor responsible for N loss, and that continuous corn with fallow plowing resulted in the greatest losses of N. Reduced tillage management on the sandy clay soil of our study may reduce potential NO_3^- leaching during the fallow. Conservation of N at the soil surface in organic form with gradual mineralization throughout the year rather than a large flush of mineral N following crop residue incorporation and denitrification during water-logged periods may also have contributed to the differences in residual NO_3^- -N.

CONCLUSIONS

Long-term tillage management altered the depth distribution and concentration of crop residues, soil organic C, microbial biomass C and N, total Kjeldahl N, extractable P, CEC, pH and residual NO_3^- -N. Surface crop residues were highest in soils under conservation tillage (NT and MT), while soils with MB tillage exhibited the lowest values. Soil organic C

accumulated at the soil surface under conservation tillage (NT and MT) compared to the tilled treatments. Microbial biomass C and N, total N, and extractable P followed a distribution pattern similar to SOC as affected by tillage. The effect of tillage on soil CEC appeared dependent on the mechanical mixing of soil by the MB and CT treatments that bring clay to the surface layer from lower depth. Continuous NT caused a small, but significant decline in pH of the soil surface layer. Higher levels of soil organic C, microbial biomass C and N, total N, extractable P, and lower pH and concentrations of NO_3^- -N were directly related to surface accumulation of crop residues which was promoted by conservation tillage management. Organic matter enhancement, with all of its beneficial effects, was probably the most important change that occurred in this soil with reduced tillage. The long-term quality and productivity of soils in warm subhumid climates can be potentially maintained or improved with the use of conservation tillage systems.

REFERENCES

- Alvares, R., R.A. Diaz, N. Barbeta, J.O. Santanatoglia, and L. Blotta. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO_2 -C production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33: 17-28.
- Anderson, J.P.E. 1982. Soil respiration. pp. 837-871. In: A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (ed.) *Methods of soil analysis, Part 2*, 2nd ed. Agron. Monogr. 9, ASA and SSA, Madison, WI.
- Anderson, J.P.E. and K.H. Domsch. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471-479.
- Bauer, A. and A.L. Black. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 185-192.
- Blevins, R.L., G.W. Thomas, and P.L. Cornelius. 1977. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn. *Agron. J.* 69: 383-396.
- Blevins, R.L., G.W. Thomas, M.S. Smith, W.W. Frye, and P.L. Cornelius. 1983. Changes in soil properties after 10 years of continuous no-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Till. Res.* 3: 135-146.
- Bolton, E.F., J.W. Aylesworth, and F.R. Hore. 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil. *Can. J. Soil Sci.* 50: 275-279.
- Carter, M.R. and D.A. Rennie. 1982. Changes in soil quality under zero tillage farming systems: Distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Can. J. Soil Sci.* 62: 587-597.

- Chan, K.Y., W.P. Roberts, and D.P. Heenan. 1992. Organic carbon and associated soil properties of a red earth after 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Aust. J. Soil Res.* 30: 71-83.
- Cole, C.V., J. Williams, M. Schaffer, and J. Hanson. 1987. Nutrient and organic matter dynamics as components of agricultural production systems. pp. 147-166. *In: R.F. Follet et al. (ed.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. SSSA Spec. Publ. 19, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.*
- Cripps, R.W. and J.E. Matocha. 1987. Effects of long-term tillage and cropping systems on soil physical properties. *In: T.J. Gerik and B.L. Harris (eds.) Proc. Southern Regional No-till Conference, July 1987. College Station, TX.*
- Dalal, R.C. P.A. Henderson, and J.M. Glasby. 1991. Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20-yr of zero-tillage. *Soil Biol. Biochem.* 23: 435-441.
- Dick, W.A. 1983. Organic carbon, nitrogen and phosphorous concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 102-106.
- Dick, W.A. 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 569-574.
- Doran, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distribution in no-tillage and plowed soils. *Biol. Fertil. Soils* 5: 68-75.
- Doran, J.W. and M.S. Smith. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. pp. 53-72. *In: R.F. Follet, J.W.B. Steward, and C.V. Cole (eds.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. SSSA spec. Publ. No. 19, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.*
- El-Baruni, B. and S.R. Olsen. 1979. Effects of manure on solubility of phosphorus in calcareous soils. *Soil Sci.* 112: 219-225.
- Elliott, L.F., R.I. Papendick, and D.F. Bezdicsek. 1987. Cropping practices using legumes with conservation tillage and soil benefits. pp. 812-89. *In: J.F. Power (ed.) The role of legumes in conservation tillage systems. Soil Conserv. Soc. Am., Ankeny, IA.*
- Follett, R.F. and G.A. Peterson. 1988. Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 141-146.
- Follett, R.F. and D.S. Schimel. 1989. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1091-1096.
- Franzluebbers, A.J., F.M. Hons, and D.A. Zuberer. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 460-466.
- Granatstein, D.M., D.F. Bezdicsek, V.L. Cochran, L.F. Elliot, and J. Hammel. 1987. Long-term tillage and rotation effects on soil microbial biomass, carbon and nitrogen. *Biol. Fertil. Soils.* 5: 265-270.
- Groffman, P.M., P.F. Hendrix, and D.A. Crossley, Jr. 1987. Nitrogen dynamics in conventional and no-tillage agroecosystems with inorganic fertilizer or legume nitrogen inputs. *Plant Soil.* 97: 315-332.
- Holland, E.A. and D.C. Coleman. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology.* 68: 425-433.
- Hooker, M.L. and J.S. Schepers. 1984. Effect of residue removal vs. incorporation on N uptake and growth of winter wheat. pp. 207. *In: Agronomy abstracts. ASA, Madison, WI.*
- Horne, D.J., C.W. Ross, and K.A. Hughes. 1992. Ten years of maize/oats rotation under three tillage systems on a silt loam in New Zealand. 1. A comparison of some soil properties. *Soil Till. Res.* 22: 131-143.
- Ismail, I., R.L. Blevins, and W.W. Frye. 1994. Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 193-198.
- Jenkinson, D.S. and D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V.A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8: 209-213.
- Karlen, D.L., E.C. Berry, T.S. Colvin, and R.S. Kanwar. 1991. Twelve-year tillage and crop rotation effects on yields and soil chemical properties in Northeast Iowa. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 1985-2003.
- Lal, R. 1982. No-till farming. p. 68. IITA. Monograph No. 2, IITA, Ibadan, Nigeria.
- Lal, R., T.J. Logan, and N.R. Faussey. 1990. Long-term tillage effects on a Mollic Ochraqualf in Northeast Ohio. III. Soil nutrient profile. *Soil Till. Res.* 15: 371-382.
- Lamb, J.A., G.A. Peterson, and C.R. Fenster. 1985. Wheat fallow tillage systems' effect on a newly cultivated grassland soils' nitrogen budget. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 352-356.
- Linn, D.M. and J.W. Doran. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1267-1272.
- Mahboubi, A.A., R. Lai, and N.R. Faussey. 1993. Twenty-Eight years of tillage effects on two soils in Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 506-512.
- McGill, W.B., J.A. Shield, and E.A. Paul. 1975. Relation between carbon and nitrogen turnover in soil organic fractions of microbial origin. *Soil Biol. Biochem.* 7: 57-63.
- Moschler, W.W., D.C. Martens, C.I. Rich, and G.M. Shear. 1973. Comparative lime effects on continuous no-tillage and conventional tilled corn. *Agron. J.* 65: 781-783.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1980. Total nitrogen analysis of soil and plant tissues. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 63: 770-778.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. pp. 539-580. *In: A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, 2nd ed. Agron. Monogr. 9, ASA and SSSA, Madison, WI.*
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe, and L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA circular.* 939: 1-19.
- Paul, E.A. 1991. Organic matter decomposition. Vol. 3: 289-304. *In: J. Lederberg (ed.) Encyclopedia of Microbiology. Academic Press, San Diego, CA.*
- Saffinga, P.G., D.S. Powlson, P.C. Brookes, and G.A. Thomas. 1989. Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian Vertisol. *Soil Biol. Biochem.* 21: 759-765.

- Salinas, J.R. 1981. Effects of tillage systems, row configuration-spacing and plant population on soil physical properties, evapotranspiration and dryland sorghum yields. M. S. Thesis, Texas A&M University, College Station TX.
- SAS Institute, Inc. 1985. SAS user's guide: Statistics, version 5 ed. Cary, NC.
- Staley, T.E., W.M. Edwards, C.L. Scott, and L.B. Owens. 1988. Soil microbial biomass and organic component alterations in a no-tillage chronosequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 998-1005.
- Steel, R.G.D. and J.H. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics: A biometrical approach. 2nd ed. McGraw-Hill Book Co.
- Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients. John Wiley & Sons, New York.
- Technicon Industrial Systems. 1977a. Determination of nitrogen in BS digests. Technicon industrial methods 334-74w/b. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, NY.
- Technicon Industrial Systems. 1977b. Nitrate and nitrite in soil extracts. Technicon industrial method 487-77A. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, NY.
- Unger, P.W. 1991. Organic matter, nutrient, and pH distribution in no- and conventional-tillage semiarid soils. *Agron. J.* 83: 186-192.
- United States Salinity Laboratory Staff. 1954. Methods for soil characterization. pp. 83-126. *In*: L.A. Richards (ed.). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agriculture Handbook 60. USDA. Washington, D.C.
- Utomo, M., W.W. Frye, and R.L. Blevins. 1990. Sustaining soil nitrogen for corn using hairy vetch cover crop. *Agron. J.* 82: 979-983.
- Voroney, R.P. and E.A. Paul. 1984. Determination of K_c and K_N in situ for calibration of the chloroform fumigation-incubation method. *Soil Biol. Biochem.* 16: 9-14.

ALGUNAS CAUSAS HISTORICAS DE LA EROSION EN TLAXCALA

Some Historic Causes of Erosion in Tlaxcala, Mexico

César del C. Luna Morales¹

RESUMEN

La zona central de México presenta un alto grado de erosión. Con el objeto de documentar las principales causas históricas de este proceso en el estado de Tlaxcala, se efectuó una revisión documental intensiva, cuyos datos se integraron y analizaron. La erosión en Tlaxcala se inició desde tiempos prehistóricos, en ella han influido factores naturales y sociales: el sustrato geológico superficial muy erosionable, cambios climáticos y en el uso del suelo, deforestación, fluctuaciones demográficas y migración laboral de los campesinos. Este fenómeno ha ocurrido bajo presión demográfica elevada (período clásico y actual), baja (período colonial) y con fluctuaciones (postclásico). Su control y prevención debiera considerar estas causas para planear soluciones duraderas.

Palabras clave: Erosión antropógena, México Central, relación sociedad-naturaleza, demografía.

SUMMARY

Central Mexico shows a high degree of erosion. In order to document the main historic causes of this process in Tlaxcala State, an intensive bibliographic revision was realized. The data were integrated to infer the possible causes.

Erosion in Tlaxcala is a process originated in prehistoric times, it has been caused by natural and social factors: superficial geologic substrate with high erodibility, climatic and soil use changes, deforestation, demographic fluctuations and peasant labor migration. The process was associated with high (classic and present period) and low (colonial period) population, and demographic fluctuations (postclassic). Erosion control must treat with these causes in order to plan enduring solutions.

¹ Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.

Aceptado: Junio de 1997.

Index words: Anthropogene erosion, Central Mexico, nature-society relationship, demography.

INTRODUCCION

La erosión del suelo es uno de los principales problemas de la agricultura en México (Turrent, 1987), sobre todo en el altiplano Central, donde se ha concentrado una gran población desde la época prehispánica (Cook, 1956). Dentro de dicha región se encuentra el estado de Tlaxcala, que presenta un grado de erosión moderado y alto (10 a 200 t ha⁻¹ año⁻¹) en más de la mitad de su territorio (Estrada y Ortiz, 1982; SARH, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1983), así como un denso poblamiento prehistórico y contemporáneo.

Los enfoques más frecuentes de la investigación de la erosión en México se refieren a su situación o riesgo actual, sus causas naturales o inducidas para un período corto, las prácticas para disminuirla, o cuantifican las pérdidas de suelo y sus efectos sobre la producción en diferentes condiciones naturales y de manejo; muy pocos tratan el problema desde una perspectiva histórica. Comúnmente, el factor humano en la erosión sólo se ha considerado como las prácticas de cultivo y de conservación; sin embargo, también cabe preguntarse ¿Qué factores sociales han provocado la presencia de determinadas prácticas de cultivo y protección en un espacio y tiempo dados?, o ¿Cuál ha sido la participación de los procesos geológicos y paleoclimáticos en la erosión? En el presente escrito se consideran éstas y otras preguntas para documentar lo que se denomina como causas históricas de la erosión en Tlaxcala.

Cuando se estudian áreas que han sustentado densas poblaciones humanas durante milenios, el análisis histórico permite una mejor comprensión de la situación actual y contribuye a planear soluciones más adecuadas para el control o prevención de la erosión; por otro lado, sus agricultores efectúan prácticas tradicionales de conservación y recuperación del suelo, que es importante estudiar. Con el presente trabajo, se busca documentar algunas causas históricas de la

erosión del suelo en el estado de Tlaxcala, desde la época prehispánica hasta la actual.

Dada la amplitud temporal, el trabajo se realizó fundamentalmente mediante una revisión intensiva de diversos documentos (arqueológicos, históricos, ecológicos, agronómicos), complementada con observaciones y entrevistas de campo. Los diferentes datos se integraron y se analizaron las coincidencias temporales pertinentes, para inferir las posibles causas históricas de la erosión. Aunque todavía se escapan varios aspectos humanos (como los psicológicos y otros), se documentan algunas causas de lo que se ha considerado como el factor humano en la erosión, durante los últimos 3000 años.

La Erosión y sus Causas

De acuerdo con el diccionario geomorfológico (Lugo, 1989), la erosión o denudación es el conjunto de procesos exógenos que separan y transportan a los productos del intemperismo del sustrato original; es decir, es un proceso intermedio entre el intemperismo y la acumulación. A diferencia de los procesos endógenos, que dependen de la energía interna, la gravedad y la rotación de la tierra, los exógenos están condicionados por la energía solar, la fuerza de gravedad y la actividad de los organismos. Según su origen, se puede hablar de erosión geológica o natural, cuyos principales agentes son agua, hielo, viento, olas marinas y organismos; y erosión inducida o antropógena que la efectúan los mismos agentes naturales, pero ha sido acelerada por el hombre en los últimos milenios. Como se verá más adelante, el proceso de erosión intensa en Tlaxcala tiene un fuerte componente humano, pero también ciertas condicionantes de carácter natural.

La erosión se refiere a la remoción del material no consolidado de la superficie terrestre, por la acción del agua o el viento (Lugo, 1989); o bien al proceso físico que consiste en el desprendimiento y arrastre del suelo, por los agentes del intemperismo (agua, viento, temperatura y organismos) (CP, Colegio de Postgraduados, 1977). Por otra parte, también se habla de la erosibilidad del suelo, como una medida de su susceptibilidad a la remoción y el transporte por los agentes erosivos; y de la erosividad de la lluvia, como una expresión de la capacidad del agua para causar el desprendimiento y transporte del suelo (Lal, 1988).

La gravedad es un proceso fundamental que controla la erosión, pero la intensidad de ésta depende de la topografía, el clima, litología, estructura geológica, actividad tectónica y actividades humanas (Lugo, 1989). Bajo esta perspectiva se ha propuesto la ecuación universal de pérdida del suelo (EUPS) ($A=R \times K \times LS \times CP$) (Wischmeier y Smith, 1965), con el fin de evaluar la potencialidad de la erosión hídrica o fluvial (A), lo cual depende de: el poder erosivo de la lluvia (R), la erosibilidad del suelo (K), la longitud (L) y el grado de la pendiente (S) y las prácticas de cultivo (C) y de protección contra la erosión (P). Según el CP (1977), entre los principales factores humanos de la erosión inducida se encuentran: la deforestación, el cultivo en laderas, la roturación del suelo, el sobrepastoreo y el surcado paralelo a la pendiente. En el presente escrito se tratan algunas causas de la presencia de estas prácticas culturales en Tlaxcala.

Aspectos Ecológicos y Sociales de Tlaxcala

Aspectos ecológicos. El estado de Tlaxcala se ubica en su totalidad dentro del Eje Neovolcánico Transversal (entre 97°37' y 98°43' oeste y entre 19°06' y 19°44' norte), a altitudes mayores a los 2000 m y a sotavento de los vientos húmedos del Golfo de México, situación que determina algunas de sus características climáticas y edáficas. Predomina un clima templado subhúmedo con lluvias en verano y con frecuentes heladas, que tiende a ser más seco e incluso semiárido hacia su parte oriental y más frío en sus principales elevaciones (sierra de Tlaxco y Malintzin) (SPP, Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981).

Los suelos predominantes son de origen ígneo, porosos y muy sueltos (de alta erosibilidad); las tobas y cenizas volcánicas sedimentadas durante el pleistoceno han formado la mayor parte del material parental de los suelos tlaxcaltecas: cambisoles, litosoles, andosoles y tepetate son frecuentes en las laderas; y en las llanuras lo son fluvisoles, gleysoles y regosoles (Werner, 1986). Su alta erosibilidad es más notoria por la presencia de la denominada capa holocena, estrato areno-limoso superficial, de 30 a 100 cm, producto de sedimentaciones coluviales y eólicas acaecidas durante el holoceno (Aeppli y Schoenhals, 1975). Frecuentemente en las laderas erosionadas aparece cambisol y/o tepetate, cuando no, se presenta la capa holocena mezclada con cerámica.

Heine (citado por Lauer, 1979) ha demostrado que ocurrieron dos periodos de erosión acelerada durante la época prehispánica, proceso que también se intensificó durante la Colonia y el siglo actual (Gibson, 1967; Gottfried, 1965; Werner, 1986). Durante los últimos 40 000 años han ocurrido cambios climáticos que, además de otros efectos, han repercutido en los procesos de erosión y de formación de suelos. Cabe destacar el óptimo climático hacia el año 6000 a.C., que favoreció el desarrollo de la agricultura; el periodo de mayor precipitación y menor temperatura durante el primer milenio a.C., asociado a erosión intensa; y el óptimo climático postclásico hacia el 1000 d.C. (Heine, 1973).

La vegetación natural se encuentra muy perturbada debido a la alta densidad de población que el estado ha soportado durante milenios; en la actualidad predominan áreas bajo cultivo, con pastizales inducidos (de los géneros *Bouteloua*, *Hilaria*, *Setaria*, *Cynodon*, *Aristida*), desprovistas de vegetación o erosionadas (SPP, 1981; Rzedowski, 1978). Algunos bosques de pino-encino se presentan en alturas inferiores a los 2700 m, creciendo *Juniperus deppeana* como vegetación secundaria (Klink, 1973); más arriba y principalmente en la sierra Nevada, de Tlaxco y la Malinche, aparecen bosques de *Abies*, *Cupressus*, *Alnus* y *Pinus*, y en el límite de la vegetación crecen zacatonales de *Festuca* y *Muhlenbergia*. En la llanura más húmeda de la parte suroccidental, la vegetación original fue un bosque de *Alnus*, *Fraxinus* y *Salix* (Rzedowski, 1978), así como algunas comunidades acuáticas y subacuáticas; en la parte oriental del estado aparecen algunas comunidades típicas de zonas semiáridas.

Aspectos sociohistóricos. Evidencias arqueológicas muestran la presencia de grupos cazadores-recolectores en Tlaxcala desde 7500 a.C. y de grupos sedentarios agrícolas desde 1700 a.C., quienes para fines del clásico regional (800 a.C. a 100 d.C.) ya habían desarrollado todos los sistemas de cultivo que los españoles encontraron a su llegada (sosteniendo más de 100 habitantes km²) hacia el año 100 a.C. (García, 1974, 1976; Lauer, 1979; Luna, 1993). Inicialmente se aprovecharon las barrancas y las laderas mediante sistemas de roza, de inundación periódica, así como terrazas de temporal, de habitación-cultivo y de riego; posteriormente, y concomitante al acelerado crecimiento demográfico y al florecimiento regional, se cultivaron las llanuras y

ciénegas mediante los sistemas de campos drenados, camellones y chinampas, así como de riego (Abascal y García, 1975; Fowler, 1987; García, 1974, 1976; Luna, 1993; Wilken, 1969). Durante el postclásico regional (100-1521 d.C.) sucedieron diversas guerras y conflictos (contra Teotihuacan, invasiones chichimecas, contra Tenochtitlan) que repercutieron en fuertes fluctuaciones demográficas y problemas socioeconómicos en Tlaxcala (García, 1974, 1976).

La conquista cambió drásticamente el paisaje tlaxcalteca: los españoles se apropiaron de los valles para cultivar extensivamente y mediante roturación trigo, maíz y cebada; criaron ganado que frecuentemente dañaba los cultivos indígenas; las haciendas se expandieron, deforestando y roturando nuevos terrenos; se produjo una gran disminución de la población indígena (hasta 90 %) y el abandono de poblados, sobre todo en el norte, noreste y noroeste del estado (Gibson, 1967; Trautmann, 1981).

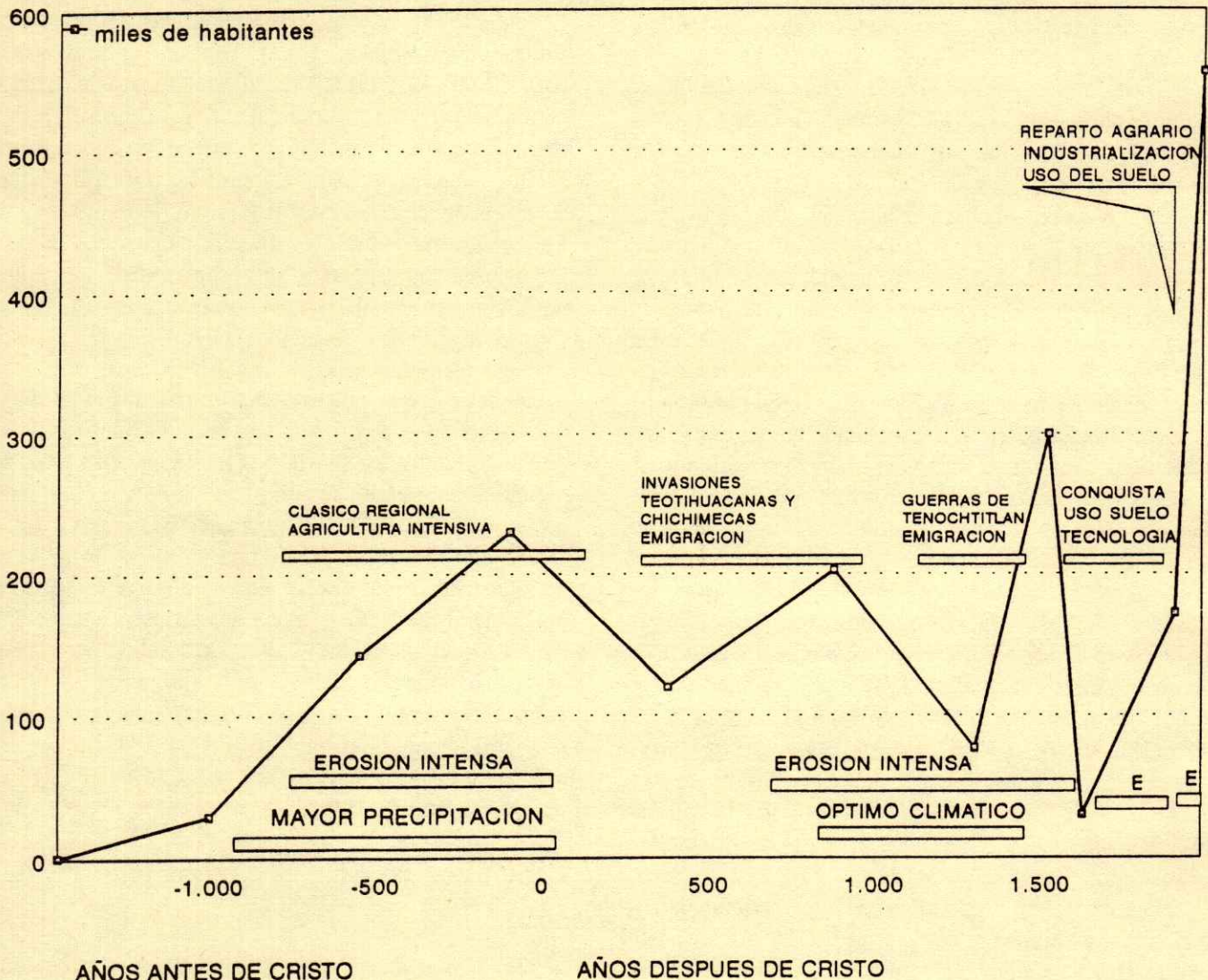
Desde fines del siglo XIX, Tlaxcala inició un proceso de industrialización que se aceleró durante la segunda mitad del siglo actual, muchas veces a costa de las mejores tierras agrícolas. Por otro lado, el reparto agrario ha sido insuficiente para sostener a la densa población estatal, lo que originó una migración temporal campesina que ha sido facilitada por el rápido crecimiento de las comunicaciones y el transporte (Nutini, 1976).

Los Cuatro Periodos de Erosión Intensa y sus Causas.

En Tlaxcala es posible diferenciar cuatro periodos de erosión intensa del suelo, asociados a causas históricas distintas. Dos periodos se desarrollaron durante la época prehispánica, uno durante la Colonia y otro en el siglo actual (Figura 1).

El primer periodo abarcó cerca de 800 años (700 a.C. a 100 d.C.) y durante el segundo (700 a 1521 d.C.), más intenso que el anterior, se desarrollaron la mayoría de las barrancas y áreas de tepetate (Lauer, 1979), tan frecuentes en la actualidad. El tercer periodo ocurrió durante la época Colonial y el cuarto está manifestándose en la actualidad, aunque éste se podría considerar como una continuación del anterior.

Factores naturales y sociales se pueden asociar a la erosión. Respecto a los primeros, ya se ha establecido que los materiales de los periodos geológicos más recientes (sedimentos de toba del pleistoceno y



FUENTE: García, 1974,76; Lauer, 1979; Luna, 1993

Figura 1. Evolución de la población en Tlaxcala (1450 a.C. a 1980 d.C.) y su relación con la erosión intensa y algunos fenómenos climáticos y sociales.

sedimentos eólico-coluviales del holoceno) son muy sueltos, porosos y altamente erosionables (Aeppli y Schoenhals, 1975; Werner, 1986).

El primer período de erosión intensa. Como se observa en la Figura 1, el primer período de erosión intensa (700 a.C. a 100 d.C.) coincide con el clásico regional (800 a.C. a 100 d.C.), con un clima más húmedo que el actual y con el crecimiento acelerado de la población. Puede pensarse que la creciente población desmontó irracionalmente los bosques para el cultivo, acelerando el proceso erosivo; sin embargo,

la densidad de población (alrededor de 100 hab km⁻²) apenas representaba una tercera parte de la que Lorenzo (1968) consigna para el clásico Teotihuacano: es decir, que las técnicas y sistemas agrícolas disponibles podrían haber sostenido aún más población.

De esta forma, es difícil suponer que el principal causante de este primer período de erosión fue el hombre, como lo sugiere Lauer (1979); Tlaxcala vivía entonces su período clásico, ya se practicaban sistemas agrícolas intensivos que permitían la obtención de dos

o más cosechas anuales (terrazas con riego, riego por derivación de ríos, campos drenados, camellones y chinampas) (Abascal y García, 1975; Fowler, 1987), y no se tenían problemas de carácter social, los cuales sí ocurrieron durante el período postclásico (García, 1976). Por consiguiente, también son pertinentes algunas condiciones y cambios ecológicos (sustrato superficial muy erosionable y mayor poder erosivo de las precipitaciones más altas, registradas durante aproximadamente 1000 años) actuando en los sistemas de cultivo de ladera que entonces se practicaban (de barranca, terrazas de riego, de temporal y de habitación-cultivo) y ante los cuales no se tuvo una respuesta rápida.

El segundo período de erosión intensa. Hacia el año 100 d.C. se inicia el postclásico regional, como producto de la expansión Teotihuacana, así como por las frecuentes invasiones Chichimecas y la emigración de profesionistas a Cholula y Teotihuacan; hay preocupación por mantenerse independientes de estos centros y se construyen fortificaciones de defensa militar, como Cacaxtla (García, 1976). Alrededor del año 1100 d.C. se abandonaron muchos asentamientos, la población emigró hacia sitios protegidos y la llanura suroccidental de Tlaxcala fue escenario a enfrentamientos bélicos (Abascal *et al.*, 1976; Snow, 1976) contra aliados de Tenochtitlan. Hacia el siglo XV ocurrió un incremento considerable de la población, pero el postclásico militarista y los problemas socioeconómicos consecuentes ya no pudieron controlarse.

Aunque durante el postclásico (100 a 1521 d.C.) ocurrió un óptimo climático (Figura 1), el período militarista y de guerras (contra Teotihuacan primero y Tenochtitlan después), que provocó emigración, abandono de asentamientos y disminución demográfica, fue determinante para el desarrollo de una segunda fase de erosión intensa (700 a 1521 d.C.). La agricultura en ladera mediante terrazas requiere de un mantenimiento constante y mucho trabajo; si se abandona, el proceso erosivo se manifiesta inmediatamente, tal como se puede corroborar en la actualidad. Cada año muchos agricultores se dedican a restaurar sus terrazas (pantles y metepantles) y a incorporar tepetates al cultivo en los períodos en que disminuye el trabajo en el cultivo de temporal (enero a marzo y agosto a septiembre).

Si bien la relación entre fluctuaciones demográficas y erosión es evidente, es más lógico afirmar que la

reducción demográfica obedeció a las causas sociales mencionadas y no a la misma erosión, como sugieren Borah y Cook (1962), quienes además concluyen que la erosión edáfica prehispánica del México Central fue causada por el cultivo de coa, debido a que el bajo nivel de la técnica no podía sostener poblaciones tan densas. Al parecer, estos autores no consideran la agricultura intensiva mediante la cual se obtenían hasta dos o más cosechas anuales (terrazas de riego y de habitación-cultivo; campos drenados, chinampas), realizada tanto en laderas como en las lagunas y ciénegas, características del Eje Neovolcánico. En Tlaxcala esta agricultura intensiva, junto con otras formas de aprovechamiento de los recursos naturales, había sostenido, durante casi mil años del clásico regional, a poblaciones tan o más densas que aquellas del momento de la conquista española (García 1976, Lauer, 1979; Luna, 1993). Por otro lado, los estudios etnohistóricos confirman que los métodos agrícolas, las plantas cultivadas y los instrumentos de trabajo estaban perfectamente adecuados, conformando una agricultura con uso intensivo de mano de obra y altos rendimientos (Rojas, 1985). La carencia de otro tipo de instrumentos de trabajo (arado, rueda, animales) no puede considerarse una causa de la erosión, pues las sociedades mesoamericanas habían seguido una vía tecnológica distinta, basada en el uso intensivo del suelo, la biota y la mano de obra y no tanto para perfeccionar instrumentos de trabajo que disminuyeran el esfuerzo humano (Luna, 1993). Por otro lado, aunque el arado es un instrumento más desarrollado que la coa, su uso expone más el suelo a la acción erosiva de la lluvia, situación que comenzó a manifestarse después de la conquista española.

El tercer período de erosión intensa. Con la drástica disminución de la población indígena y el cambio en el uso del suelo, originados por la conquista española, la mayoría de las terrazas fueron abandonadas, lo que produjo un desequilibrio ecológico que repercutió en otra fase de erosión intensa.

La conquista trajo como consecuencia una transformación profunda en la organización de los pueblos indígenas y en general en el paisaje agrícola de Tlaxcala. Tres elementos fueron los que principalmente intervinieron (Gibson, 1967; Luna, 1993; Trautmann, 1981): a) la fuerte disminución de la población indígena (alrededor de 90 %) causada por las enfermedades contagiosas traídas por los españoles, las guerras de conquista, los períodos de hambruna y

la salida de grupos para colonizar el norte de México y la ciudad de Puebla; b) la intensa deforestación debida a la extensión de nuevas áreas de cultivo para las haciendas, la demanda de leña, carbón y madera para el mantenimiento y la construcción de poblados españoles, conventos e iglesias; c) la apropiación de las tierras planas y las fuentes de agua por los españoles y la consecuente introducción de una nueva cultura agrícola basada en el cultivo extensivo de cereales y con roturación del suelo, así como en la explotación extensiva de ganado, cambios que significaron distintos usos del suelo, desequilibrio ecológico y erosión.

A partir del siglo XVI la mayor parte de los valles y lomeríos de Tlaxcala fueron incorporados al cultivo de grandes extensiones de trigo, maíz y cebada con roturación del suelo (Trautmann, 1981), así como al pastoreo de animales que las haciendas utilizaban para el cultivo, la trilla y el transporte de sus cosechas (González, 1969). La ganadería bovina pronto se desarrolló entre los españoles, causando graves daños a la agricultura indígena, pues los animales frecuentemente se alimentaban de las siembras de maíz, hortalizas, frutales y nopales (Gibson, 1967).

Aunque la explotación de casi 40 % de las haciendas se suspendió temporal o definitivamente debido a la falta de mano de obra (Trautmann, 1981), puede decirse que a lo largo de 400 años, el uso de los recursos naturales debe haber logrado cierto equilibrio para que Tlaxcala llegara a ser una de las principales regiones productoras de trigo. Antes del reparto agrario en Tlaxcala habían evolucionado siete sistemas de cultivo (Gottfried, 1965; Luna, 1993): la milpa con roturación, el pastoreo de ovinos y la horticultura intensiva, por los indígenas; cebada con roturación en metepantles, maíz-trigo con roturación en valles, pastoreo de bovinos y extracción forestal en laderas, por haciendas y ranchos. Según Gottfried (1965), este equilibrio relativo fue alterado por el reparto agrario, fenómeno que ha contribuido al desarrollo del actual cuarto período de erosión intensa.

El cuarto período de erosión intensa. A partir de una población cercana a 300 mil habitantes en el momento de la conquista española, Tlaxcala llegó a contar con solamente 30 mil habitantes en 1626. A partir de entonces se inició un incremento demográfico lento que se intensificó en las últimas décadas del siglo pasado, pero que aún no alcanzaba la magnitud de la población prehispanica, lo cual se logró hasta la década de los

sesenta. En las últimas décadas el crecimiento demográfico ha sido más acelerado, la población se duplicó en 30 años y algunas áreas sostienen más de 200 habitantes rurales por km² (Luna, 1993). Ante tal situación, los recursos en las unidades productivas ya no son suficientes, obligándose al asalariamiento de la fuerza de trabajo familiar y al consiguiente descuido del cultivo y de las obras tradicionales de conservación del suelo. Este proceso ha sido facilitado por la industrialización, cuyo crecimiento ha sido apoyado por el estado, muchas veces a costa de las mejores tierras agrícolas, y por el gran aumento de las comunicaciones y el transporte (Nutini, 1976).

El reparto agrario provocó una alteración en el uso del suelo y en la estructura de la propiedad, acelerando los procesos erosivos en las laderas y de sedimentación en los valles, de manera parecida a lo ocurrido después de la conquista española. Gottfried (1965) señala los siguientes cambios en el uso del suelo: la producción pecuaria y forestal hacendaria en las laderas fue sustituida por el pastoreo y recolecta comunal, ampliándose el cultivo de maíz y papa a más de los 3000 msnm; la sucesión maíz-trigo hacendaria la conservaron los campesinos, quienes intensificaron el uso con hortalizas y alfalfa; el pastoreo de ovejas en ladera ha disminuido ante el crecimiento del cultivo de cebada en esas tierras.

Respecto a la deforestación, Sosa (1939) ya mencionaba el riesgo de extinción del bosque de la Malinche, pues ante el peligro de la invasión ejidal, los hacendados trataron de extraer el máximo provecho en el menor tiempo posible; por otro lado, los indígenas abusaron con la extracción de ocote de pino, carbón de encino y tejamanil de oyamel. Aunque este saqueo se ha detenido, el daño causado y sus efectos en la erosión son un hecho; en efecto, González (1978) indica que el área arbolada de la Malinche era tres veces mayor en el siglo XVI y el doble hacia 1930 y Ramírez (1989) concluye que la deforestación, el sobrepastoreo y el manejo inadecuado provocan la mayor parte de la erosión en Tlaxcala.

Sin embargo, en las últimas décadas el reparto agrario ha sido mínimo o ausente y ante el crecimiento demográfico e industrial se ha desarrollado la migración laboral (diaria, semanal, mensual, anual), como resultado de la insuficiencia de recursos en la unidad productiva campesina; ello ha conducido al descuido de las parcelas de cultivo y a la erosión de las mismas. Pero por otro lado, también se desarrolla un

proceso de intensificación agrícola, cuya continuidad está en riesgo ante las transformaciones contemporáneas (preferencia por usos urbanos e industriales, contaminación ambiental, asalariamiento y descuido de las obras tradicionales de conservación del suelo).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

a) La erosión edáfica en Tlaxcala es un proceso que se inició desde la época prehispánica, en el que se distinguen cuatro períodos de erosión intensa, influidos por dos factores naturales incontrolables (el sustrato geológico superficial muy erosionable y las mayores precipitaciones hacia el año 500 a.C.); y otros sociales que se pueden evitar o controlar (guerras y conquistas, cambios demográficos y en el uso del suelo, deforestación, privilegio a la industria, insuficiencia de recursos y migración laboral).

b) La erosión ha ocurrido tanto bajo presión demográfica elevada (período clásico y actual), como con fluctuaciones (postclásico) y reducción (colonia); pero al parecer, el incremento demográfico no siempre ha sido la causa principal (como en el clásico).

c) Su control y prevención debiera considerar estas causas históricas y sociales, para planear las medidas técnicas y sociales que no sólo contrarresten las consecuencias de la erosión, sino también sus causas primarias, por ejemplo: no promover cambios tecnológicos y en el uso del suelo indiscriminadamente, apoyar las formas como los campesinos intensifican su agricultura, evitar la tala y el cultivo alrededor de los 3000 msnm, dejar de privilegiar a la industria.

LITERATURA CITADA

- Abascal, R. y A. García C. 1975. Sistemas de cultivo, riego y control del agua en el área de Tlaxcala. XIII mesa redonda de la Sociedad Mexicana de Arqueología. Jalapa, Veracruz. Arqueología I: 199-212.
- Abascal, R., P. Dávila, P.J. Schmidt y D.Z. de Dávila. 1976. La arqueología del suroeste de Tlaxcala (1a. parte). Suplemento Comunicaciones II del Proyecto Puebla-Tlaxcala. Fundación Alemana para la Investigación Científica. México.
- Aeppli, H. y E. Schoenhals. 1975. Los suelos de la cuenca Puebla-Tlaxcala. Franz Steiner Verlag GMBH. Wiesbaden, Germany.
- Borah, W. y S.F. Cook. 1962. La despoblación del México Central en el siglo XVI. Historia Mexicana XII(1): 1-12.
- Cook, S.F. 1956. La erosión del suelo y la población en el México Central. Probl. Agr. e Ind. de México 8(2): 211-249.
- CP (Colegio de Postgraduados). 1977. Manual de conservación del suelo y del agua (Instructivo). Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Estrada B., J. W. y C. A. Ortiz S. 1982. Plano de erosión hídrica del suelo en México. Geografía Agrícola 3: 23-27.
- Fowler, M.L. 1987. Early water management at Amalucan state of Puebla, Mexico. National Geographic Research 3(1): 52-68.
- García C., A. 1974. Una secuencia cultural para Tlaxcala. Comunicaciones del proyecto Puebla-Tlaxcala 10: 5-22.
- García C., A. 1976. El desarrollo cultural en el norte del valle poblano: inferencias. Serie Arqueología I. Departamento de Monumentos Prehispánicos. INAH. México.
- Gibson, Ch. 1967. Tlaxcala in the sixteenth century. Stanford University Press. Stanford, California, USA.
- González, A. 1978. La situación ecológica y social prevaleciente en la región tlaxcalteca-poblana de la Malinche. pp. 93-156. In: Grupo de Estudios Ambientales, A.C. Año 1, vol. 1. México.
- González, I. 1969. Haciendas y ranchos de Tlaxcala en 1712. INAH. México, D.F.
- Gottfried, P. 1965. The Basin of Puebla-Tlaxcala in Mexico. Revista Geográfica 24: 85-107.
- Heine, K. 1973. Variaciones más importantes del clima durante los últimos 40 000 años en México. Deducciones indirectas de observaciones geomorfológicas. Comunicaciones del proyecto Puebla-Tlaxcala 7: 51-56.
- Klink, H. 1973. La división de la vegetación natural en la región Puebla-Tlaxcala. Comunicaciones del proyecto Puebla-Tlaxcala 7: 23-30.
- Lal, R. 1988. Erodibility and erosivity. pp. 141-162. In: R. Lal (ed.). Soil erosion research methods. Soil and Water Conservation Society. USA.
- Lauer, W. 1979. Medio ambiente y desarrollo cultural en la región Puebla-Tlaxcala. Comunicaciones del proyecto Puebla-Tlaxcala 7: 31-35.
- Lorenzo, J.L. 1968. Clima y agricultura en Teotihuacan. In: J.L. Lorenzo (ed.). Materiales para la arqueología de Teotihuacan 17. INAH. México.
- Lugo H., J. 1989. Diccionario Geomorfológico. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Luna M., C. 1993. Cambios en el aprovechamiento de los recursos naturales de la antigua ciénega de Tlaxcala. Universidad Autónoma Chapingo. Colección Cuadernos Universitarios, serie Agronomía No. 24. Chapingo, México.
- Nutini, H. 1976. An outline of Tlaxcaltecan culture, history, ethnology and demography. In: M.H. Crawford. The Tlaxcaltecs prehistory, demography, morphology and genetics. Anta Montet-White (editor). Department of Anthropology. University of Kansas. Lawrence, Kansas. Publications in Anthropology 7: 24-34.
- Ramírez M., T. 1989. Degradación del suelo inducida por el hombre en el estado de Tlaxcala. Tesis de licenciatura. Chapingo, México.
- Rojas R., T. 1985. La agricultura indígena en el siglo XVI. Tesis de doctor en ciencias sociales. Universidad Iberoamericana. México.

- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1983. Plano de erosión 1:250 000 Estado de Tlaxcala. Subsecretaría de Agricultura y Operación. México.
- Snow, D.R. 1976. Prehistory of the Valley of Tlaxcala. *In*: M.H. Crawford. *The Tlaxcaltecs prehistory, demography, morphology and genetics*. Anta Montet-White (editor). Department of Anthropology. University of Kansas. Lawrence, Kansas. *Publications in Anthropology* 7: 9-12.
- Sosa, A. 1939. Inspección sobre los montes de San Diego Pinar, Tlaxcala. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*. Año IV, 15: 123-156.
- SPP (Secretaría de Programación y Presupuesto). 1981. *Síntesis Geográfica de Tlaxcala*. Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México.
- Trautmann, W. 1981. *Las transformaciones en el paisaje cultural de Tlaxcala durante la época Colonial*. Franz Steiner Verlag GMBH. Wiesbaden, Germany.
- Turrent, A. 1987. *Un panorama de la agricultura en México*. Consejo Nacional para la Enseñanza de la Biología, CECSA, México, D.F.
- Werner G. 1986. *Los suelos en el estado de Tlaxcala*. Altiplano Central Mexicano. Universidad Autónoma de Tlaxcala, Centro de Estudios Municipales del Estado de Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- Wilken, G. 1969. Drained-field agriculture: an intensive farming system in Tlaxcala, Mexico. *The Geographical Review* 59 (2): 215-241.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1965. *Predicting rainfall erosion losses*. Agricultural Research Service. Handbook 282. USDA. Washington, USA.