

Uso y Aprovechamiento de Abonos Orgánicos e Inocuidad

ISBN: 978-968-9304-13-5

EDITADO POR:

- Dr. Enrique Salazar Sosa
- MC. Héctor Idilio Trejo Escareño
- Dr. Ignacio Orona Castillo
- Dr. Cirilo Vázquez Vázquez
- Dr. José Dimas López Martínez
- Dr. Manuel Fortis Hernández
- Dr. Arnoldo Flores Hernández
- Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos
- Dr. Juan Antonio Léos Rodríguez
- Dr. Florencio Jiménez Díaz



FAZ-UJED



ITT



URUZA



UAAAN-UL



COCyTED





Uso y Aprovechamiento de Abonos Orgánicos e Inocuidad

ISBN: 978-968-9304-13-5

EDITORES

Dr. Enrique Salazar Sosa
MC. Héctor Idilio Trejo Escareño
Dr. Ignacio Orona Castillo
Dr. José Dimas López Martínez
Dr. Manuel Fortis Hernández
Dr. Arnoldo Flores Hernández
Dr. Francisco Javier Sánchez Ramos
Dr. Juan Antonio Léos Rodríguez
Dr. Florencio Jiménez Díaz

INSTITUCIONES

Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango y Instituto Tecnológico de Torreón
Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango
Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango
Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango
Instituto Tecnológico de Torreón de la Dirección General de Educación Superior Tecnológica
Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma de Chapingo
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Unidad Laguna
Universidad Autónoma de Chapingo
Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango y Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Unidad Laguna

613.86
U847u
2007

Uso y Aprovechamiento de Abonos Orgánicos e Inocuidad / edit...Enrique Salazar Sosa...(et al). Gómez Palacio Durando, México, Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, COCyTED, 2007.

625 p. 24 cm

ISBN: 978-968-9304-13-5

1.- Agricultura.- Fertilizantes orgánicos – Estudios. 2.- Agricultura - Abonos Orgánicos - Estudios. I. Salazar Sosa Enrique, coedit., II. Trejo Escareño Héctor Idilio III. Orona Castillo Ignacio. IV. López Martínez José Dimas. V. Fortis Hernández Manuel. VI. Flores Hernández Arnoldo. VII. Sánchez Ramos Fco. Javier. VIII. Leos Rodríguez Juan Antonio. IX. Jiménez Díaz Florencio.

P R E S E N T A C I O N

La Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo Unidad Laguna y el Consejo Nacional y Estatal de Ciencia y Tecnología, así como las Instituciones de Educación Agrícola Superior ubicados en la Región Lagunera, la cual se conforma por parte de los estados de Coahuila y Durango, al norte de México, concientes de la necesidad de la utilización adecuada de los abonos orgánicos e inocuidad unen sus esfuerzos para organizar y llevar a cabo el Simposium Internacional de Uso y Aprovechamiento de Abonos Orgánicos e Inocuidad dentro del Congreso Nacional y Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. El principal objetivo del evento es poner a consideración de los profesionistas interesados esta importante alternativa para mejorar las características físicas, químicas y biológicas del suelo para llevar a cabo una Agricultura Sustentable. Es satisfactorio mencionar que uno de los productos de este evento es el presente libro el cuál muestra los resultados más relevantes de cada investigador participante lo que seguramente que contribuirá al mejor uso y aprovechamiento de abonos orgánicos e inocuidad en el país y el mundo. Así, es meritorio reconocer y agradecer la participación de las Instituciones que a nivel Región Lagunera hicieron posible la publicación de esta obra, las cuales son:

- FACULTAD DE AGRICULTURA Y ZOOTECNIA DE LA UNIVERSIDAD JUÁREZ DEL ESTADO DE DURANGO. (FAZ-UJED)
- INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TORREON DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE EDUCACIÓN SUPERIOR TECNOLÓGICA DE SECRETARIA DE EDUCACIÓN PÚBLICA. (ITT-DGEST-SEP)
- UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO-UNIDAD LAGUNA
- EL CONSEJO NACIONAL Y ESTATAL (DURANGO) DE CIENCIA Y TECNOLOGIA.

Ph.D. EDMUNDO CASTELLANOS PÉREZ
DIRECTOR DE LA FACULTAD DE AGRICULTURA Y ZOOTECNIA

PROLOGO

El Simposium Internacional sobre Uso y Aprovechamiento de Abonos Orgánicos e Inocuidad se lleva a cabo en el marco del Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo como una iniciativa de Profesores-Investigadores del país y del extranjero, apoyados por instituciones concientes del desarrollo de la ciencia y la tecnología los cuales consideran la importancia del uso adecuado de abonos orgánicos e inocuidad en la agricultura. Su uso eficiente repercutirá en la calidad de los suelos y productos que se derivan de la producción agrícola que en ellos se realizan. Este simposium contempla los siguientes ejes temáticos: Antecedentes y estadísticas del uso de abonos orgánicos; biodegradación de los mismos; la utilización de lixiviados orgánicos a través de sistemas de riego; la inocuidad, producción de biogás y la normatividad nacional e internacional que existe sobre sus usos, entre otros. Desde luego que los protagonistas encargados de la organización e implementación de ponencias darán a conocer los resultados de investigación más relevantes hasta la fecha en cada eje temático ya que el uso de abonos orgánicos e inocuidad son temas de actualidad y relevancia en todo tipo de agricultura que se llevan a cabo a nivel nacional e internacional, de ahí la invitación a todos los socios y asistentes al congreso para que aprovechen este importante evento. Este libro que a través de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo se pone a la consideración de los socios, productores, técnicos afines y demás profesionistas interesados en la agricultura en general es un paso más de los compromisos que se tiene con la comunidad científica y de productores de nuestro país y del mundo en general.

Ph.D. ENRIQUE SALAZAR SOSA

**SECRETARIO DE EVENTOS INTERNACIONALES DE LA
SOCIEDAD MEXICANA DE LA CIENCIA DEL SUELO**

Contenido	Página
Presentación.....	i
Prólogo.....	ii
Lista de autores.....	iii
Índice.....	iv
CAPITULO I	
1	
ESTADÍSTICAS DE LA PRODUCCIÓN ORGÁNICA	
M. Fortis-Hernández, E. Salazar-Sosa, I. Orona-Castillo, J. A. Leos-Rodríguez, J. Cruz Rodríguez-Ríos, J. A. Montemayor-Trejo, J. A. García-Salazar y Rogelio A. Aldaco-Nuncio	
Tendencias de la Agricultura orgánica mundial.....	1
Comportamiento de la Agricultura Orgánica Mundial por Región.....	5
Certificación y precios de la agricultura orgánica.....	11
Precios.....	13
Estadísticas de algunos cultivos orgánicos.....	14
Estadísticas de agricultura orgánica en América Latina.....	19
Estadísticas de la producción orgánica en México.....	21
Bibliografía.....	31
CAPITULO II	
34	
RELEVANCIA DE GRUPOS FUNCIONALES MICROBIANOS EN RELACIÓN CON LOS BIENES Y SERVICIOS DEL SUELO: EL CASO DE ABONOS ORGÁNICOS	
Ph.D. Amanda Varela	
Bibliografía	41
CAPITULO III	
45	
LA AGRICULTURA ORGÁNICA Y EL USO DE BIOFERTILIZANTES	
Edgar Omar Rueda-Puente, Pablo Rangel Preciado y Mario A. Tarazón Herrera	
Introducción.....	45
Biofertilizantes.....	46
Bacterias promotoras del crecimiento de plantas (BPCP).....	48
<i>Azospirillum spp-planta: un modelo de interacción planta-microorganismo</i>	49
<i>Ecología de Azospirillum en el suelo y en la rizósfera</i>	51
Fijación de Nitrógeno.....	53
Aplicación en la agricultura experimental.....	53
Conclusiones.....	54
Bibliografía.....	55

CAPÍTULO IV

IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO EN LA CALIDAD DE SUELO Y PRODUCCIÓN DE TOMATE (*Lycopersicon sculentum* Mill)

Cirilo Vázquez Vázquez, Enrique Salazar Sosa, Juan Antonio Leos Rodríguez, Manuel Fortis Hernández, José D. López Martínez, Rafael Zúñiga Tarango e Ignacio Orona Castillo

Introducción	60
Materiales y métodos.....	62
Características físico-químicas del estiércol.....	63
Variables medidas en suelo y planta.....	65
Resultados y discusión	
Características físicas del suelo en 1998 (antes de aplicar el estiércol).....	66
Características físico-químicas del suelo antes de aplicar el estiércol en 1998.....	66
Temperatura del suelo en 1998 (a través del ciclo del cultivo).....	67
Temperatura del suelo para 1999 a través del ciclo del cultivo.....	69
Humedad de suelo en el año de 1999.....	71
Características físico-químicas del suelo al final del ciclo vegetativo del cultivo en 1998 ..	71
Características químicas del suelo al final del ciclo vegetativo del cultivo en 1999.....	73
Concentración del amonio para 1999 en acolchado al final del ciclo vegetativo del cultivo.	76
Rendimiento del cultivo para 1999.....	78
Conclusiones	79
Bibliografía	79

CAPITULO V

APLICACIÓN AL SUELO DE ESTIÉRCOL BOVINO CON Y SIN SOLARIZACIÓN Y SU IMPACTO EN MAÍZ FORRAJERO

Salazar Sosa Enrique, José Dimas López Martínez, Héctor Idilio Trejo Escareño, Cirilo Vázquez Vázquez, Manuel Fortis Hernández, Rafael Zúñiga Tarango, Jesús Vital Silva, Pedro Mexica Amozoqueño.

Introducción.....	82
Normas de aplicación de estiércol de bovino al suelo.....	90
Legislación sobre residuos ganaderos.....	90
Tratamientos para reducir los riesgos asociados con el estiércol	91
Tratamientos pasivos.....	91
Tratamientos activos.....	92
Estiércol animal no tratado.....	92
Materiales y métodos.....	93
Localización geográfica del sitio experimental.....	93
Características ecológicas del sitio.....	93
Espacio de exploración	94
Resultados y discusión	96
Características físico-químicas del estiércol del establo de la FAZ-UJED	96
Trabajos de laboratorio	98
Trabajos de campo.....	100
Conclusiones.....	107
Sugerencias.....	108
Bibliografía	109

CAPITULO VI		114
IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL CAPRINO SOBRE LA PRODUCCIÓN DE FORRAJE DE NOPAL (<i>Opuntia Picus-indica</i> L. Mill)		
Héctor Idilio Trejo Escareño, Enrique Salazar Sosa y José Antonio Chavarria Galicia		
Introducción		114
Importancia del nopal en la caprinocultura.		116
Antecedentes del nopal		119
Productores de nopal verdura a nivel organización.....		122
Investigación en nopal		123
Literatura citada.....		132
CAPITULO VII		135
EFFECTO DE COMPOSTA EN EL RENDIMIENTO DE NOPAL VERDURA		
Bernardo Murillo-Amador, Narciso Y. Ávila-Serrano, Alejandra Nieto-Garibay, José Luís García-Hernández, Enrique Troyo-Diéguez, Arnoldo Flores-Hernández, Edgar O. Rueda-Puente, Ricardo D. Valdez-Cepeda e Ignacio Orona-Castillo		
Introducción.....		135
Materiales y métodos.....		136
Características del sitio de estudio		136
Conducción del experimento.....		137
Tratamientos, variables evaluadas y análisis estadístico.....		138
Resultados.....		139
Discusión.....		141
Conclusiones.....		146
Literatura citada		146
CAPITULO VIII		150
AGRO REUTILIZACIÓN DE LA ORINA HUMANA		
Pablo Preciado Rangel, Edgar Omar Rueda Puente, Miguel Ángel Segura Castruita y Anselmo Gonzáles Torres		
Introducción.....		150
Composición nutrimental de la orina		151
Variabilidad en la composición de la orina humana		151
La descomposición de la urea.....		151
pH y conductividad eléctrica en la orina humana.....		152
Riesgo microbiológicos en la orina humana.....		153
Utilización de la orina humana en la agricultura		154
La agricultura urbana y la órganoponía (orinoponía).....		156
Literatura citada.....		165
CAPITULO IX		170
BENEFICIOS EN RENDIMIENTO DE ALFALFA CON LA INCORPORACIÓN DE BIOSÓLIDOS AL SUELO.		

Jesús Pilar Amado Álvarez Hugo Raúl Uribe Montes, Gamaliel Orozco Hernández y Noé Chávez Sánchez

Introducción.....	170
Uso de biosólidos en la agricultura.....	172
Materiales y métodos.....	175
Características específicas del estudio en la primera etapa.....	176
Etapa de validación.....	176
Resultados y discusión.....	177
Segunda etapa (validación).....	184
Análisis económico.....	190
Conclusiones.....	199
Literatura citada.....	199

CAPITULO X 204

RENTABILIDAD DEL ALGODONERO TRATADO CON BIOSÓLIDOS EN EL VALLE DEL CONCHOS, CHIHUAHUA.

Hugo Raúl Uribe Montes, Jesús Pilar Amado Álvarez y Gamaliel Orozco Hernández

Introducción.....	204
Materiales y métodos.....	209
Análisis estadístico.....	210
Etapa de validación.....	211
Análisis económico.....	216
Resultados y discusión.....	220
Etapa de validación.....	222
Análisis económico.....	232
Conclusiones.....	232
Literatura citada.....	233

CAPITULO XI 238

FORRAJE DE MAÍZ CON LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS AL SUELO EN DELICIAS CHIHUAHUA.

Hugo Raúl Uribe Montes, Jesús Pilar Amado Álvarez y Gamaliel Orozco Hernández

Introducción.....	238
Revisión de literatura.....	239
Materiales y métodos.....	243
Características de los lodos.....	244
Etapa de validación.....	244
Análisis económico.....	245
Resultados y discusión.....	254
Balance de nitrógeno en el suelo y su mineralización en biosólidos.....	256
Etapa de validación.....	259
Análisis económico.....	262
Características de los suelos estudiados.....	265
Conclusiones.....	269
Literatura citada.....	270

CAPITULO XII		274
USO DE COMPOSTAS COMO SUSTRATO ORGÁNICO EN LA PRODUCCIÓN DE TOMATE EN INVERNADERO		
Uriel Figueroa Viramontes, Pedro Cano Ríos, Cándido Márquez Hernández, Esmeralda Ochoa Martínez, Norma Rodríguez Dimas y Alejandro Moreno Resendez		
Introducción.....		274
Metodología general.....		276
Resultados y discusión.....		277
Mezclas de vermicomposta con arena.....		277
Mezclas de composta y vermicomposta con arena o perlita.....		278
Arena + vermicomposta con fertilizantes.....		280
Té de composta como fertilizante orgánico.....		282
Conclusiones.....		287
Bibliografía.....		287
CAPITULO XIII		292
LOS ÁCIDOS HÚMICOS Y FÚLVICOS Y SU INFLUENCIA SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO Y EL RENDIMIENTO EN ALFALFA(<i>Medicago sativa</i> L.)		
Rafael Figueroa Viramontes, Cirilo Vázquez Vázquez y Fernando Cabral Valdez		
Características de los ácidos húmicos y fúlvicos.....		292
Importancia de los ácidos húmicos.....		293
Efecto de los ácidos húmicos sobre las propiedades físicas del suelo.....		294
Efecto de los ácidos húmicos sobre el rendimiento de la alfalfa.....		301
Literatura citada.....		305
CAPITULO XIV		307
FERTILIZACIÓN INORGÁNICA-ORGÁNICA		
José Dimas López Martínez, Cirilo Vazquez V., Ricardo Valdez Cepeda y Enrique Salazar Sosa		
Situación actual de la fertilización.....		307
Fertilizantes y medio ambiente.....		307
Misión de la industria de fertilizantes: alimentar a la población.....		308
Análisis en fertilidad.....		312
La nutrición de las plantas.....		315
Elementos requeridos en nutrición de plantas.....		316
Abonos orgánicos.....		317
Literatura citada.....		321
CAPITULO XV		323
LA LABRANZA MÍNIMA Y SU IMPACTO EN EL AHORRO DE AGUA Y EN LA INCORPORACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA AL SUELO EN EL CULTIVO DE NOGAL PECANERO.		

Guillermo González Cervantes, Ignacio Orona Castillo y Eduardo Chávez Ramírez

Introducción.....	323
Materiales y Métodos.....	327
La región de estudio en su ambiente natural.....	327
El clima.....	328
Manejo del suelo y agua en huertos de nogal de la región.....	328
Resultados.....	331
Distribución de la porosidad.....	331
Análisis de la morfología de los poros.....	333
Conductividad hidráulica a saturación (k_{sat}).....	335
Conclusiones.....	339
Literatura citada.....	340

CAPITULO XVI

342

PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA DE ALBAHACA MEDIANTE SISTEMAS DE
LABRANZA Y ABONOS VERDES

F. Alfredo Beltrán-Morales, F. Higinio Ruiz-Espinoza, José Luís García-Hernández, Liborio Fenech-Larios, Enrique Troyo-Díez, Bernardo Murillo Amador, Sergio Zamora Salgado

Introducción.....	342
El frijol dolichos (<i>Lablab purpureus</i> L.) Sweet.....	347
Producción de Albahaca.....	351
Partes útiles de la planta.....	354
Principales componentes.....	354
Fenología del cultivo de la albahaca.....	355
Materiales y métodos.....	356
Variables físicas y químicas del suelo.....	359
Área foliar (Af).....	359
Masa fresca (MF).....	360
Masa seca (MS).....	361
Análisis nutrimental.....	361
Rendimiento.....	361
Resultados y discusión.....	362
Conclusiones.....	376
Bibliografía.....	377

CAPITULO XVII

386

RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO PARA EVALUAR LA MINERALIZACIÓN DE
NITRÓGENO EN SUELOS TRATADOS CON ABONOS ORGÁNICOS

Juan Pedro Flores Márgez

Introducción.....	386
Factores que determinan una dosis de abono orgánico.....	388
Proceso de descomposición de la materia orgánica.....	389
Medición de la mineralización de nitrógeno.....	393
Modelo de mineralización.....	396
Avances de investigación.....	400
.....	400
.....	401

Mineralización del N orgánico de estiércol bovino.....	
Mineralización del N orgánico de biosólidos.....	
Conclusiones.....	405
Bibliografía.....	406
CAPITULO XVIII	
	413
RIESGO DE CONTAMINACION DE SUELO POR METALES PESADOS Y SU IMPACTO POTENCIAL EN LOS CULTIVOS	
Rafael Zúñiga Tarango, Teresa Alarcón Herrera, Elizabeth Zúñiga Valenzuela, Cristo Omar Puente Valenzuela, Enrique Salazar Sosa, Cirilo Vázquez Vázquez e Ignacio Orona Castillo	
Introducción.....	413
Fuentes de exposición.....	414
Distribución en ambiente y seres vivos.....	421
Antecedentes y avances de investigación en la región lagunera.....	426
Contaminación por metales pesados en tomate cultivado en hidroponía.....	427
Conclusiones.....	432
Bibliografía.....	433
CAPITULO XIX	
	436
Use of sequential extraction to assess the influence of sewage sludge amendment on metal mobility in Chilean soils	
Ines Ahumada, Paula Escudero, M. Adriana Carrasco, Gabriela Castillo, Loreto Ascar and Edwar Fuentes	
Introduction.....	437
Materials and methods.....	439
Results and discussion.....	440
Conclusions.....	452
References.....	453
CAPITULO XX	
	455
LA PRODUCCIÓN DE BIOENERGÍA (CH₄, H₂, E⁻) USANDO RESIDUOS ORGÁNICOS.	
GB Smith, N. Khandan, Z. Samani, S. Deng ³ , M. Macias-Corral, V. Gadhamshetty, D. Johnson, M. Myint, A. Fierro-Lopez and C. Arrigo.	
Introduction.....	455
Methane Production.....	456
Hydrogen Production.....	456
Bioelectricity Production.....	457
Methods.....	458
Results and discussion.....	460
Apparatus.....	460
Methane Production.....	460
Hydrogen Production.....	464
Bioelectricity Production.....	466
	468

Referencias.....	
CAPITULO XXI	
ASPECTOS GENERALES DE LA INOCUIDAD AGROALIMENTARIA	
Leos-Rodríguez J. A, M. Fortis-Hernández, E. Salazar-Sosa e I. Orona-Castillo	
¿Qué se entiende por inocuidad de los alimentos?.....	470
Clasificación de los peligros.....	471
Peligros microbiológicos.....	471
Peligros físicos.....	475
Importancia relativa de los peligros.....	475
Residuos de pesticidas.....	480
Las buenas prácticas agrícolas (BPA) y de manufactura (BPM).....	500
Consecuencias negativas de la ausencia de un programa de buenas prácticas o de su incumplimiento.....	507
El marco institucional internacional y nacional relacionado con la inocuidad alimentaria.....	512
Comisión del codex alimentarius (CAC, por sus siglas en inglés).....	514
la organización internacional para la estandarización (ISO).....	523
El servicio nacional de sanidad, inocuidad y calidad agropecuaria y alimentaria (SENASICA).....	522
La comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios (COFEPRIS).....	525
Coordinación general de ganadería de la SAGARPA	526
La importancia de la inocuidad alimentaria.....	527
Bibliografía.....	529
CAPITULO XXII	
NORMAS DE APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO AL SUELO	
M. Fortis-Hernández, E. Salazar-Sosa, I. Orona-Castillo, J. A. Leos-Rodríguez, J. Cruz Rodriguez-Ríos, L. García-Galindo y J. A. Montemayor-Trejo	
Introducción.....	541
Producción de estiércoles	544
Riesgos asociados con estiércol animal.....	556
Contaminación de suelos agrícolas.....	557
Producción de residuos en las granjas.....	558
Composición de minerales/nutrientes procedentes de los fangos agrícolas.....	560
Contaminación potencial del agua de los residuos agrícolas.....	561
Normas de aplicación de residuos animales.....	563
Legislación sobre residuos ganaderos.....	565
Requisitos de calidad de agua residual.....	569
Buenas prácticas agrícolas: Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato, a.c (CESAVEG)..	570
Elementos de un programa de minimización de los residuos.....	573
Tratamientos para reducir los riesgos asociados con el estiércol	575
Nueva ley de productos orgánicos en México.....	578
Atlas europeo de datos de contaminación por nutrientes.....	581
Conclusiones.....	584
Bibliografía.....	585

CAPITULO XXIII		588
ADOPCION DE PROGRAMAS DE INOCUIDAD EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE MÉXICO		
Florencio Jiménez Díaz, Enrique Salazar Sosa, Yasmín Ileana Chew Medinaveitia y Adrián Vega Piña		
Introducción.....		588
Importancia de las enfermedades transmitidas por alimentos.....		589
Peligro biológico.....		590
Peligro químico.....		593
Peligros físicos.....		593
Reglamentación relacionada a inocuidad.....		593
Procesos de evaluación de conformidad con los lineamientos.....		595
Componentes de un sistema de certificación.....		597
Literatura citada.....		601

CAPÍTULO I

ESTADÍSTICAS DE LA PRODUCCIÓN ORGÁNICA

M. Fortis-Hernández¹, E. Salazar-Sosa^{1,2}, I. Orona-Castillo², J. A. Leos-Rodríguez³, J. Cruz Rodríguez-Ríos¹, J. A. Montemayor-Trejo¹, J. A. García-Salazar⁴ y Rogelio A. Aldaco-Nuncio¹

¹Instituto Tecnológico de Torreón (ITT) - DEPI. Torreón, Coah. e-mail: mforty05@yahoo.com.mx

²Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango (FAZ- UJED). y ITT

³ Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Chapingo, Estado de México.

⁴Colegio de Postgraduados (CP), C. Economía. Montecillos, Estado. México

1. Tendencias de la Agricultura orgánica mundial

La agricultura orgánica es un sistema de producción que utiliza insumos naturales y prácticas especiales: aplicación de compostas y abonos verdes, asociación y rotación de cultivos, uso de repelentes y fungicidas a base de plantas y minerales entre otras. A cambio prohíbe el uso de pesticidas y fertilizantes de síntesis química (Gómez, 2002).

Es un sistema de producción de alimentos tanto frescos como procesados, derivados de plantas y animales que evita el uso de productos de síntesis química, como fertilizantes, insecticidas, herbicidas, hormonas, reguladores de crecimiento en plantas y animales, así como edulcorantes y conservadores sintéticos en los productos transformados, que pueden causar contaminación de alimentos o del ecosistema (Ruíz, 1999).

Las características de la agricultura orgánica son:

- ✓ Garantizar al consumidor el suministro de alimentos libres de contaminantes.
- ✓ Producir alimentos de alta calidad nutritiva y en suficiente cantidad.
- ✓ Proteger y restaurar los procesos de los ecosistemas, que garanticen la fertilidad natural del suelo, su permanencia y sostenibilidad.
- ✓ Aprovechar racionalmente los recursos naturales en el ámbito local reduciendo al mínimo la dependencia externa.
- ✓ Evitar todas las formas de contaminación que puedan resultar de la técnica agrícola.
- ✓ Reducir al mínimo el uso de energía en la producción agrícola y pecuaria
- ✓ Mantener la diversidad genética de los sistemas agrícolas y pecuarios

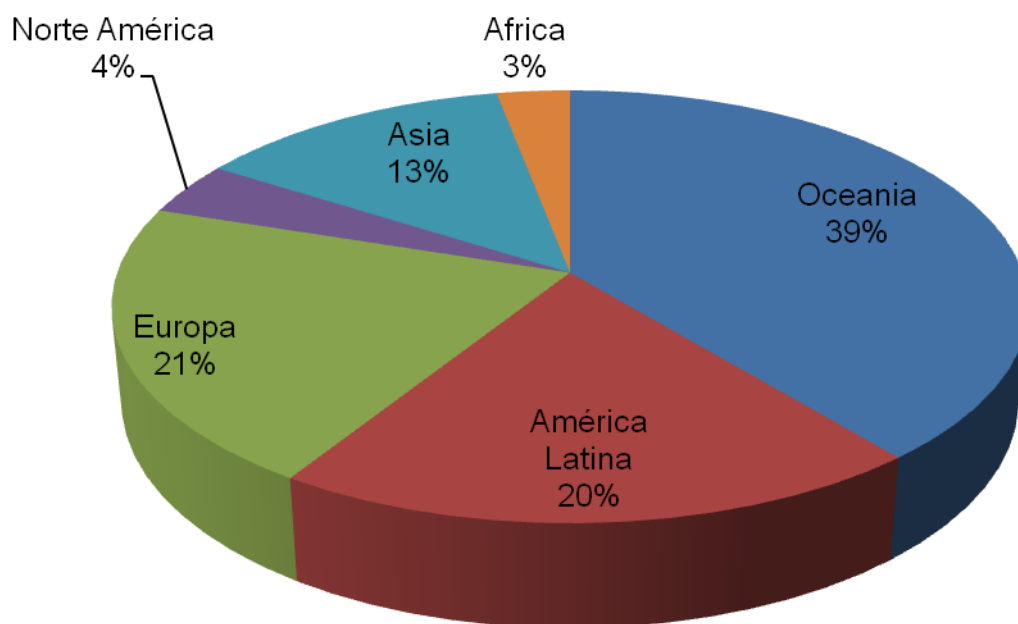
Los principios fundamentales de la agricultura orgánica son:

- ✓ Mantener una adecuada cantidad de humus en el suelo
- ✓ Emplear técnicas agrícolas respetuosas con el medio ambiente y la conservación del suelo.
- ✓ Establecer la rotación de cultivos
- ✓ Usar abonos verdes
- ✓ Producir bajo el modelo de policultivos

- ✓ Realizar la fertilización con productos de origen orgánico y/o mineral
- ✓ Eliminar todas las técnicas y productos contaminantes

La producción y el comercio de alimentos obtenidos respetando las características y principios básicos de la agricultura orgánica han sido bien aceptados en todo el mundo. En este sentido, la distribución de la superficie orgánica en el mundo se presenta en la Figura 1, destacándose con el porcentaje más alto Oceanía (39 %), Europa (21 %), y América Latina (20 %) (Willer *et al.*, 2006).

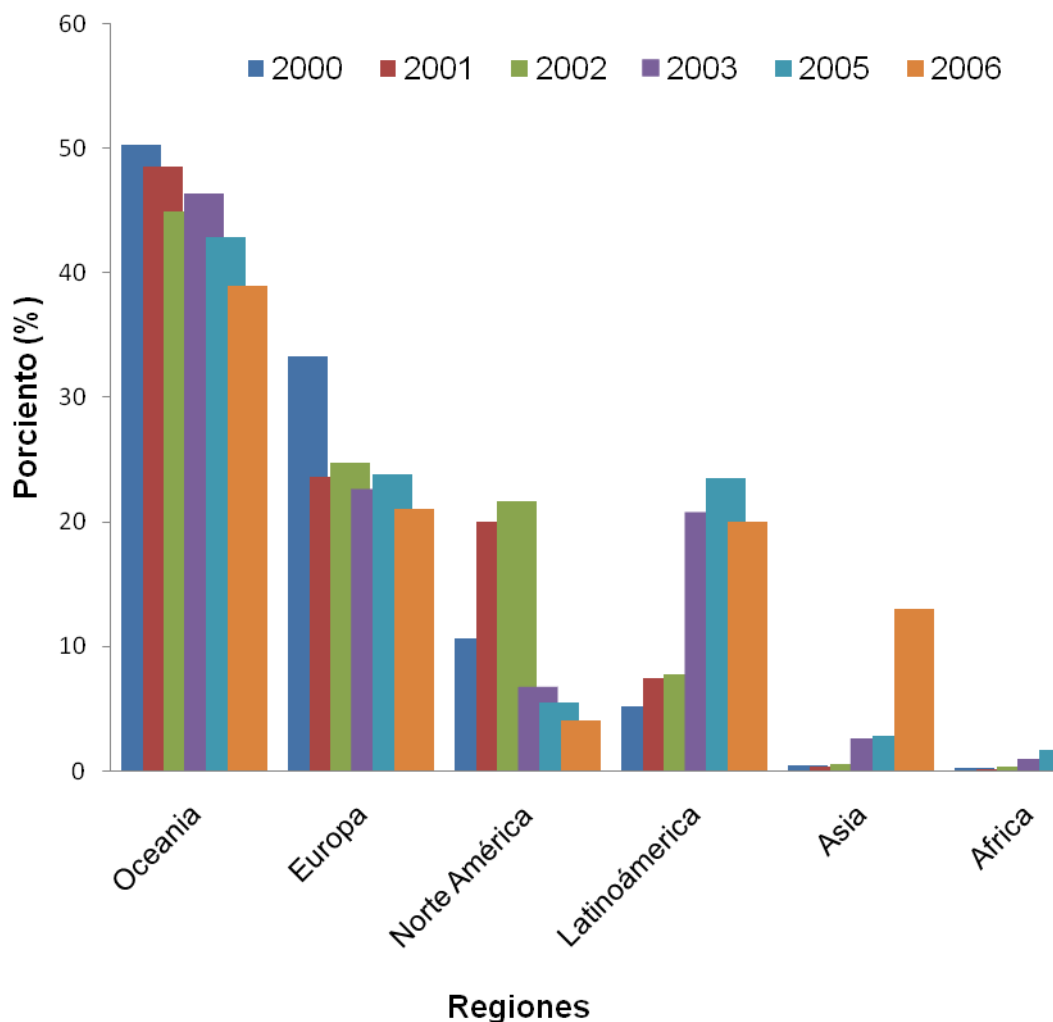
Figura 1. Distribución de la superficie orgánica a escala mundial (2006)



Fuente: BioFach, 2006, citado por Willer *et al.*, (2006).

El crecimiento de la agricultura orgánica ha sido muy dinámico, ya que el creciente interés por consumir productos sanos es parte de una tendencia mundial de cambio de valores que se basa en una mayor preocupación por la calidad de vida, el medio ambiente y la sociedad, la autorrealización, la

democracia, etc. Esta tendencia es producto y expresión de sociedades que cuentan con altos niveles de ingresos y cuya población gasta cada vez menos en alimentos, por lo que están en posibilidades de satisfacer sus nuevas necesidades. Esta tendencia también ha generado una demanda de productos verdes, entre los que figuran los orgánicos (Cruz *et al.*, 2004). Figura 2.



Fuente: SOIL – Survey varios años: 2000, 2001, 2002, 2003, 2005 y 2006.

Figura 2. Tendencias de la distribución de la superficie orgánica mundial

En los últimos seis años las Tasas Medias de Crecimiento Anualizado (TMCA) para cada una de las siguientes regiones fueron las que se presentan en el cuadro 1..

Cuadro 1. Tasas medias de crecimientos de la distribución mundial de la superficie bajo manejo orgánico.

Regiones	Años (contribución)		TMCA
	2000 (%)	2006 (%)	
Oceanía	50.0	39.0	-4.0
Europa	33.0	21.0	-6.0
Norteamérica	11.0	4.0	-13.0
Latinoamérica	5.0	20.0	21.0
Asia	0.4	13.0	64.0
África	0.2	3.0	47.0

Fuente: elaboración propia con datos de la SOIL – Survey.

1.1. Comportamiento de la Agricultura Orgánica Mundial por Región

Australia y Oceanía

Esta región está integrada por Australia y Nueva Zelanda, así como por países pequeños como Fiji, Nueva Guinea, Tanga y Vanuatu. Alrededor de 12.1 millones de hectáreas y 2 662 agricultores manejan la agricultura orgánica. Los principales productos orgánicos son: frutas y vegetales, carne y derivados lácteos, granos, lana y carne de oveja. En Nueva Zelanda, el Kiwi y las manzanas son los productos orgánicos más importantes. En esta región los alimentos orgánicos son considerados como un nicho de mercado.

América Latina

El área total manejada orgánicamente y que está certificada son más de 6.4 millones de hectáreas. Los países que tienen el mayor porcentaje de superficie orgánica son: Uruguay, Costa Rica y Argentina. La

mayor parte de la superficie orgánica está localizada en grandes extensiones en Argentina, ya que cuenta con alrededor de 2.8 millones de hectáreas bajo manejo orgánico.

Europa

A comienzos de la década de 1990 la agricultura orgánica tuvo un crecimiento de 90%. En el año 2004, Europa contaba con 6.5 millones de hectáreas manejadas orgánicamente por alrededor de 167 000 productores. En toda la Unión Europea más de 5.8 millones de hectáreas son manejadas orgánicamente en más de 140 000 granjas orgánicas. Estas constituyen el 3.4 por ciento del área agrícola total de esta región. El país con mayor superficie orgánica es Italia.

Norteamérica

En esta región existen alrededor de 1.4 millones de hectáreas manejadas orgánicamente, lo que representa el 0.3 por ciento del área total agrícola. Recientemente, el número de agricultores suman alrededor de 12 000. El mercado de productos orgánicos en Norteamérica ha reportado un gran crecimiento alrededor del mundo. Las ventas de alimentos y bebidas orgánicas se estima fue de 14.5 billones de dólares en USA en 2005.

Asia

El área orgánica total en esta región es de 4.1 millones de hectáreas manejadas por alrededor de 130 000 granjeros. Los países que contribuyen en mayor cantidad a la producción de productos orgánicos son China (3.5 millones de hectáreas), India y Rusia.

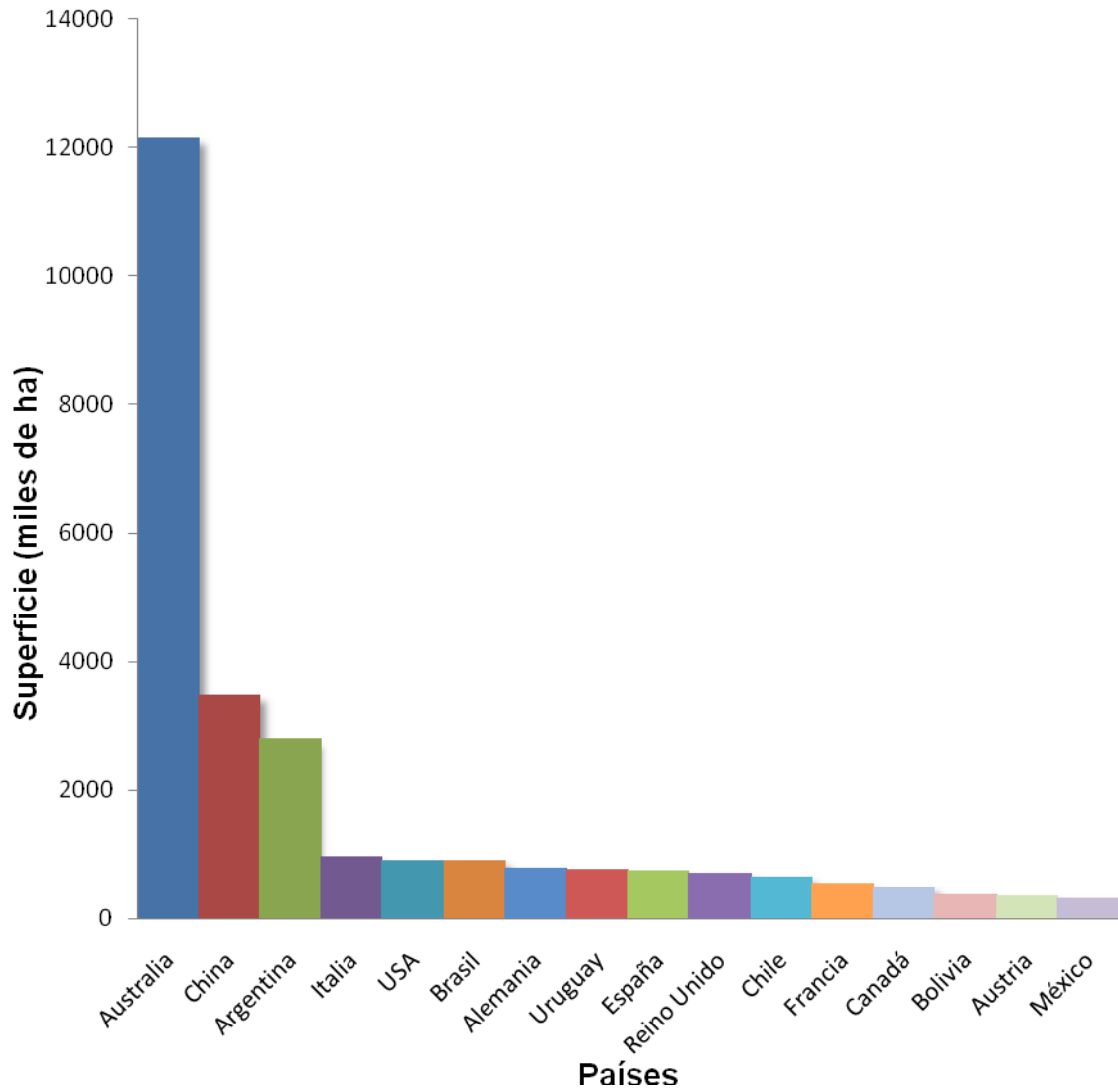
África

Más de 1 millón de hectáreas son manejadas y certificadas como orgánicas (a pesar de que rara vez la producción se certifica), éstas están ubicadas al sur de esta región. Salvo algunas excepciones el mercado Africano de productos orgánicos es a una escala menor. Los países con mayor superficie bajo manejo orgánico se presentan en el cuadro 2. los cuadros 3, 4 5 y 6 presentan aspectos interesantes sobre el tema superficie y producción orgánica en el mundo

Cuadro 2. Principales países con superficie bajo manejo orgánico (2006).

País	Superficie orgánica (hectáreas)
1. Australia	12 126 633
2. China	3 466 570
3. Argentina	2 800 000
4. Italia	954 361
5. USA	889 048
6. Brasil	887 637
7. Alemania	767 891
8. Uruguay	759 000
9. España	733 182
10. Reino Unido	690 270
11. Chile	639 200
12. Francia	534 037
13. Canadá	488 752
14. Bolivia	364 100
15. Austria	344 916
16. México	295 046
17. República Checa	260 120
18. Perú	260 000
19. Grecia	249 488
20. Ucrania	241 980

Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006.



Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006

Figura 3. Países con mayor superficie de producción orgánica

Cuadro 3. Tasas de crecimiento de la superficie orgánica de los principales países productores del mundo (años 2000 – 2006).

País (2000)	Superficie (ha)	País (2006)	Superficie (ha)	TMCA
Australia	1,736,000	Australia	12,126,633	32
China	4,000	China	3,466,570	162
Argentina	380,000	Argentina	2,800,000	33
Italia	788,070	Italia	954,361	3
USA	900,000	USA	889,048	-0.17
Brasil	100,000	Brasil	887,637	37
Alemania	416,318	Alemania	767,891	9
Uruguay	1,300	Uruguay	759,000	148
España	269,465	España	733,182	15
Reino Unido	291,538	Reino Unido	690,270	13
México	50,133	México	295,046	29

Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006

Cuadro 4. Superficie bajo manejo orgánico como porcentaje total de la superficie agrícola de los principales países del mundo (2006).

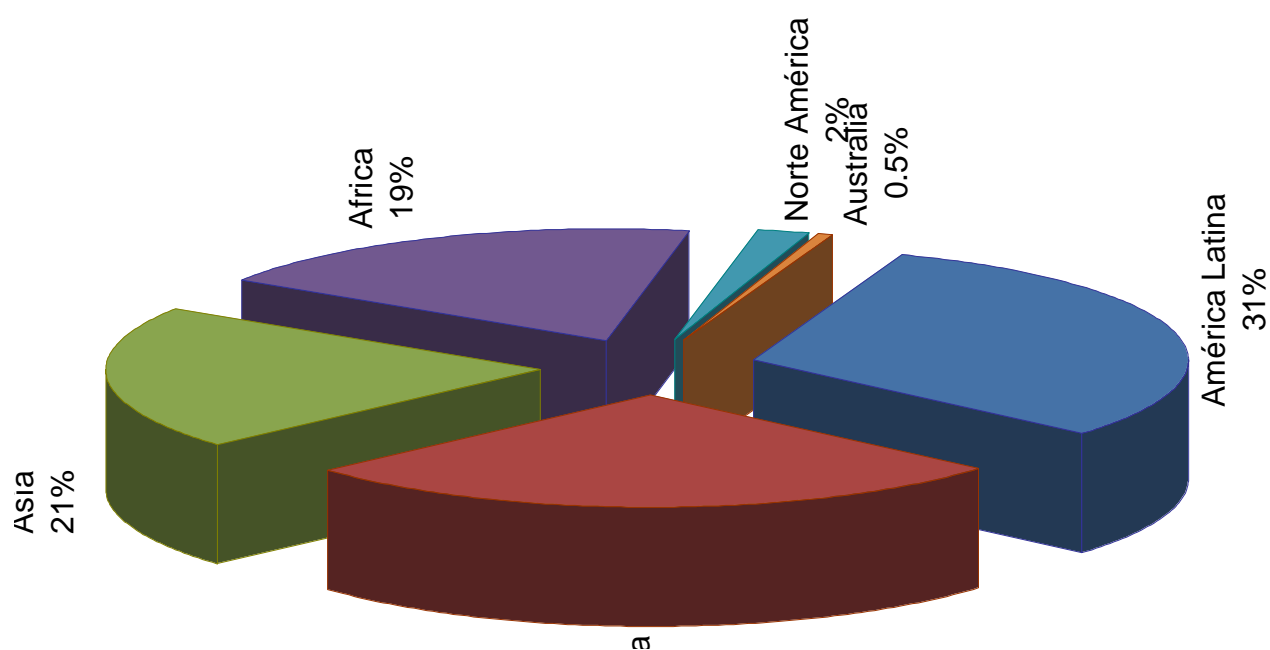
País	Superficie orgánica como porcentaje total del área agrícola total (%)
1. Liechtenstein	26.40
2. Austria	13.53
3. Suiza	11.33
4. Finlandia	7.31
5. Suecia	6.80
6. Italia	6.22
7. República Checa	6.09
8. Dinamarca	5.76
9. Portugal	5.42
10. Estonia	5.17
11. Uruguay	5.10
12. Eslovenia	4.55
13. Alemania	4.52
14. Reino Unido	4.39
15. República Eslovaquia	4.19
61. México	0.27

Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006

Cuadro 5. Países con mayor número de granjas orgánicas (2006).

País	Número de granjas orgánicas
1. México	120 000
2. Indonesia	45 000
3. Italia	36 639
4. Filipinas	34 990
5. Uganda	33 900
6. Tanzania	30 000
7. Kenia	30 000
8. República Checa	28 951
9. Perú	23 400
10. Austria	19 826
11. Alemania	16 603
12. España	16 013
13. Brasil	14 003
14. Turquía	12 806
15. Morocco	12 051

Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006



Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006

Figura 4. Granjas orgánicas por regiones del mundo (2006)

Cuadro 6. Tasas de crecimiento de las granjas orgánicas por región (2003–2006).

Región (año 2003)	Participación (%)	Región (año 2006)	Participación (%)	TMCA
Europa	44	Europa	27	-7
América Latina	19	América Latina	31	7
Asía	15	Asía	21	5
Norteamérica	11	Norteamérica	2	-21
África	10	África	19	10
Oceanía	0.6	Oceanía	0.5	-3

1.2. Certificación y precios de la agricultura orgánica

La superficie certificada de agricultura orgánica, organismos certificadores por región y sobrepagos pagados a estos productos en los mercados europeos se presentan en los cuadros 7 al 9.

Cuadro 7. Superficie Certificada de agricultura orgánica por regiones (2006).

Región	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
1. África	1 025 898	3
2. Norteamérica	1 377 800	4
3. Asia	4 063 999	13
4. Europa	6 500 365	21
5. América Latina	6 362 891	20
6. Oceanía	12 171 833	39
Total	31 502 786	100

Fuente: FiBL survey 2005/2006. Citado por Willer *et al.*, 2006

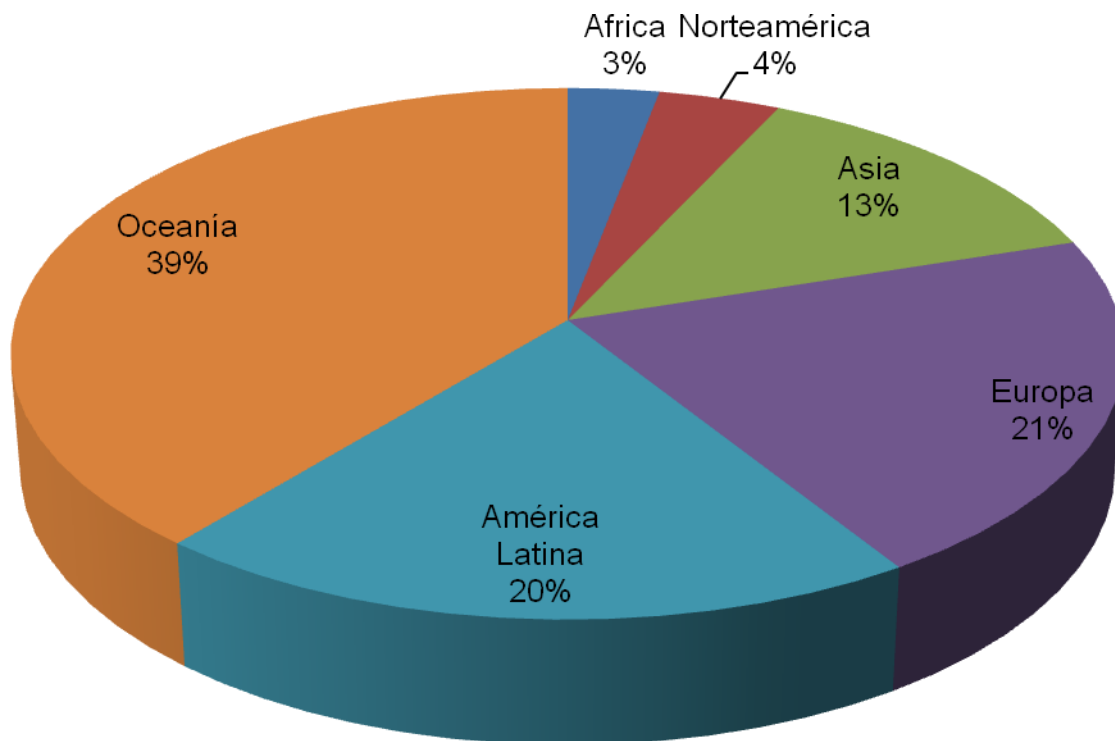


Figura 6. Superficie certificada de agricultura orgánica por regiones del mundo (2006).

Cuadro 8. Número de organismos certificadores por región (2003 – 2005).

Número de organismos certificadores	Años		
	2003	2004	2005
1. África	7	9	7
2. Asia	83	91	117
3. Europa	130	142	157
4. América Latina	33	33	43
5. Norte América	101	97	84
6. Oceanía	10	11	11

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.3. Precios

Aunque la comercialización de este tipo de alimentos tan sólo representó alrededor del 2% del comercio mundial de alimentos en 1999, estos productos han atraído la atención de gobiernos, productores, operadores del mercado, y sobre todo de los consumidores. Esto se debe en parte a una desconfianza cada vez mayor respecto a las técnicas de cultivo, manejo y procesamiento de los alimentos producidos convencionalmente, después de una serie de cuestionamientos sobre la inocuidad de estos alimentos, preocupaciones ambientales, salud, y la convicción de que los alimentos orgánicos pueden tener mejores características en lo que se refiere al sabor.

Mientras que la venta de alimentos convencionales se ha estabilizado desde hace años, el sector de los alimentos orgánicos ha registrado un fuerte crecimiento, con una demanda que crece más rápidamente que la oferta, especialmente en los países desarrollados de Europa Occidental, Estados Unidos y la zona oriental del continente asiático, con Japón, China y Filipinas, siendo el mercado estadounidense el de mayor demanda de estos productos; aunque la FAO estima que los mercados de Japón y Singapur registren un crecimiento más dinámico en todo el mundo para los próximos años, alcanzado tasas de crecimiento de hasta el 20% anual.

En tanto, la FAO proyecta que paulatinamente estos productos vayan teniendo una mayor presencia en los mercados de los países en desarrollo, aunque su crecimiento será mucho más marginal que el de las naciones desarrolladas ya mencionadas.

Cuadro 9. Sobreprecios pagados por los productos orgánicos en los principales mercados europeos (porcentaje sobre el precio convencional, año 2003).

País	Vegetales (%)	Cereales (%)	Lácteos (%)	Papas (%)	Frutas (%)
Suecia	30 – 100	10 – 100	15 – 20	30 – 100	100
Dinamarca	20 – 50	0 – 20	20 – 30	20 – 50	50 – 100
Finlandia	94	64	31	78	-
Austria	40 – 50	40 – 50	10	50	50 – 60
Suiza	-	20 – 30	25 – 30	50 – 100	-
Alemania	20 – 100	20 – 150	25 – 80	50 – 100	20 – 150
Italia	50 - 220	125 - 175	20 - 50	70 - 130	50 - 100

Fuente: Productos orgánicos: tendencias y oportunidades en los Mercados Internacionales (Cussianovich, 2006).

1.4. Estadísticas de algunos cultivos orgánicos

1.4.1. Café orgánico

Cuadro 10. Principales países productores de café orgánico (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. México	2005	147,137	45.4
2. Perú	2004	75,775	23.3
3. Indonesia	1998	26,882	8.3
4. Uganda	2004	18,135	6.0
5. Nicaragua	2004	10,282	3.1
6. Colombia	2003	7,531	2.3
7. Guatemala	2003	6,854	2.1
8. Brasil	2003	6,316	1.9
9. República Dominicana	2004	6,310	1.9
10. El Salvador	2005	6,000	1.8
11. Otros	2005	12,754	4.0
Total de café orgánico		323,976	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.4.2. Fruta cítrica orgánica

Cuadro 11. Principales países productores de fruta cítrica orgánica (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. Italia	2004	15,043	60.0
2. Grecia	2004	2,168	8.6
3. México	2005	1,608	6.4
4. España	2004	1,587	6.3
5. República Dominicana	2004	1,217	4.8
6. Costa Rica	2004	957	3.8
7. China	2004	500	1.9
8. Israel	2004	460	1.8
9. Pakistán	2004	440	1.7
10. Uruguay	2004	300	1.1
11. Otros	2004	749	3.0
Total de Fruta cítrica orgánica		25,029	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.4.3. Olivo orgánico

Cuadro 12. Principales países productores de Olivo orgánico (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. España	2004	90,042	28.4
2. Italia	2004	88,963	28.0
3. Túnez	2004	83,792	26.4
4. Grecia	2004	25,811	8.1
5. Portugal	2004	18,997	6.0
6. Argentina	2005	5,674	1.8
7. México	2005	1,000	0.3
8. Arabia Saudita	2005	783	0.2
9. Siria	2004	600	0.18

10. Chipre	2005	414	0.13
11. Otros	2004	500	0.16
Total de Olivo orgánico		316,596	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.4.4. Arroz orgánico

Cuadro 13. Principales países productores de Arroz orgánico (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. China	2004	60,000	44.6
2. Indonesia	2004	26,000	19.3
3. Filipinas	2004	14,134	10.5
4. Corea del Sur	2005	10,725	7.9
5. Tailandia	2004	8,349	6.2
6. Italia	2004	6,928	5.1
7. Pakistan	2004	6,360	4.7
8. Uruguay	2004	800	0.6
9. Taiwan	2003	600	0.4
10. México	2005	600	0.1
11. Otros	2004	308	0.2
Total de arroz orgánico		134,314	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.4.5. Uvas orgánicas

Cuadro 14. Principales países productores de Uvas orgánicas (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. Italia	2004	31,170	34.3
2. Francia	2004	16,428	18.1
3. España	2004	14,928	16.4
4. Moldova	2005	8,155	8.9
5. Grecia	2004	3,303	3.6
6. USA	2004	3,104	3.4
7. Alemania	2004	2,500	2.7
8. China	2004	2,000	2.2
9. Turquía	2004	1,988	2.1
10. Chile	2003	1,892	2.0
11. Otros	2004	5,228	5.7
Total de uvas orgánicas		90,696	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.4.6. Algodón orgánico

Cuadro 15. Principales países productores de Algodón orgánico (superficie).

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje
1. Uganda	2001	8,980	16.8
2. Turquía	2003	8,000	15.0
3. India	2003	7,533	14.1
4. Tanzania	2005	5,793	10.8
5. USA	2003	3,663	6.8
6. China	2004	2,000	3.7
7. Grecia	2004	1,011	1.8
8. Pakistán	2004	880	1.6
9. Benin	2005	400	0.7
10. Paraguay	2003	300	0.5
11. Otros	2004	14,754	27.6
Total de algodón orgánico		53,314	100.0

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

1.5. Estadísticas de agricultura orgánica en América Latina

Los cuadros 16 y 17 muestran la situación que prevalece en América Latina respecto a superficie y producción de agricultura orgánica

Cuadro 16. América Latina superficie y granjas bajo manejo orgánico.

País	Año	Superficie (ha)	Porcentaje	Granjas Org.
Argentina	2005	2,800,000	44.00	1,824
Belice	2000	1,810	0.03	n.d
Bolivia	2002	364,100	5.72	6,500
Brasil	2005	887,637	13.95	14,003
Chile	2005	639,200	10.05	1,000
Colombia	2003	33,000	0.52	4,500
Costa Rica	2004	13,945	0.22	3,987
Cuba	2005	10,445	0.16	5,222
República Dominicana	2004	72,425	1.14	819
Ecuador	2005	27,436	0.43	2,427
El Salvador	2005	9,100	0.14	37
Guatemala	2003	14,746	0.23	2,830
Guyana	2003	109	0.001	28
Honduras	2003	1,823	0.03	3,000
Jamaica	2002	1,332	0.02	12
México	2005	295,046	4.64	120,000
Nicaragua	2004	59,000	0.93	n.d
Panamá	2005	5,244	0.08	7
Paraguay	2002	91,414	1.44	2,827
Perú	2004	260,000	4.09	23,400
Trinidad y Tobago	1995	80	0.0001	n.d
Uruguay	2004	759,000	11.93	500
Venezuela	2004	16,000	0.07	4
Total		6,362,891	0.80	192,927

Fuente: FiBL survey 2003/2004 y Grolink Survey 2005. Citado por Willer *et al.*, 2006

Cuadro 17. Distribución de la producción orgánica en América Latina

Producto Orgánico	Países exportadores
Plátanos	México, Honduras, Nicaragua, Colombia, Rep. Dominicana, Costa Rica y Brasil
Manzanas	Argentina y Brasil
Kiwi	Chile
Peras	Argentina
Cítricos	Uruguay, Argentina y Brasil
Berries	Chile
Aguacates	Chile y México
Uvas	Brasil, Argentina y Chile
Soya	Paraguay, Argentina, Brasil y México
Maíz y Trigo	México, Argentina y Brasil
Quinoa y amaranto	Bolivia y Perú

Fuente: Bio Fach, 2006. Latin America Overview.

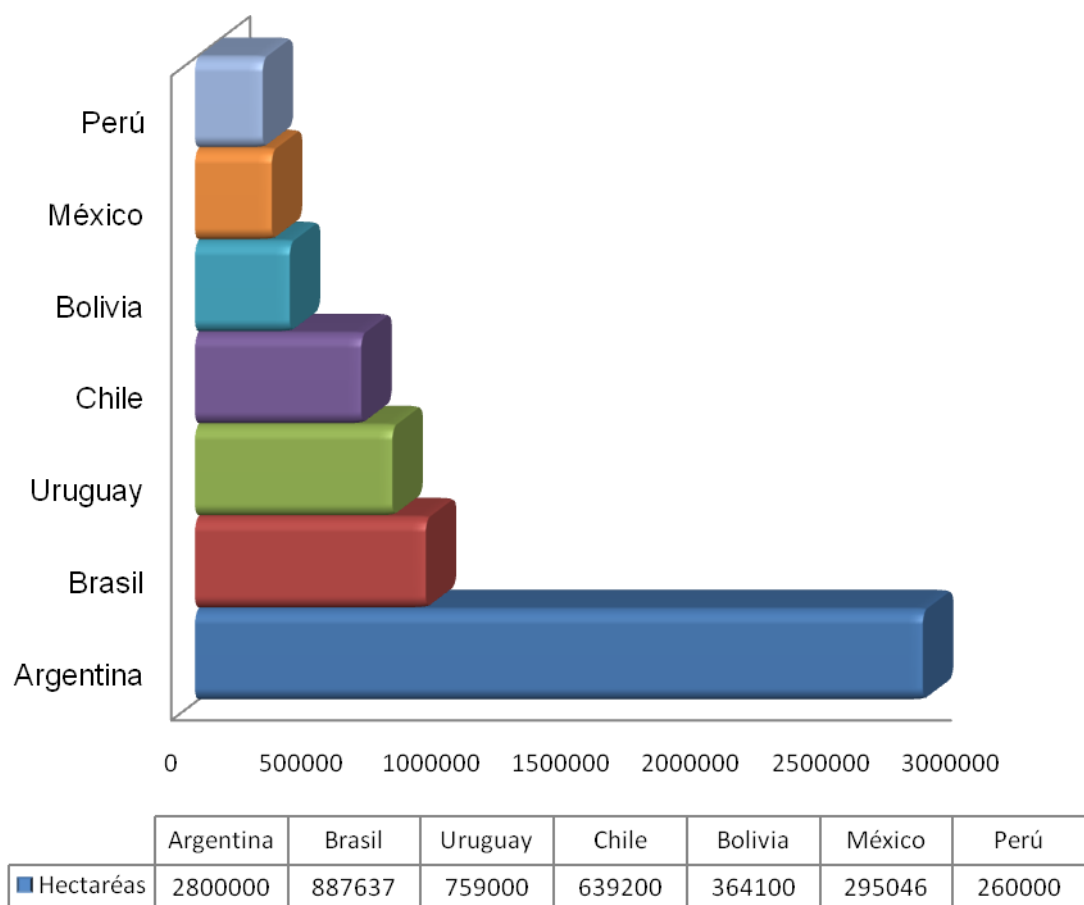


Figura 7. Principales países Latinoamericanos con producción orgánica

2. Estadísticas de la producción orgánica en México

En México se produce una gran variedad de alimentos de origen orgánico entre los que se encuentran: Aguacate, Ajonjolí, Cacao, Café, Caña, Erizo, Frijol, Hierbas, Hortalizas, Jamaica, Jengibre, Leche de Vaca, Litchi, Maguey, Maíz Azul y Blanco, Mandarina, Mango, Manzana, Naranja, Nueces, Palma Africana, Papaya, Piña, Plátano, Rambután, Sábila, Soya, Toronja, Vainilla y Zarzamora, entre otros. Como ya se mencionó anteriormente, el café es por mucho el principal producto orgánico que se cultiva en nuestro país, absorbiendo el 68% de las hectáreas de cultivo, siguiéndole en un lejano quinto lugar el maíz.

La tendencia al consumo de alimentos de origen orgánico ha venido creciendo de manera significativa en los últimos años, y añadiendo que la actividad comercial de los alimentos convencionales se ha estancado en los últimos años, las expectativas de negocio de los productos de origen orgánico son muy positivas en el ámbito mundial y también para el caso de México, ya que los ingresos que se obtienen actualmente superan a los precios de muchos otros productos por hectárea.

En lo que se refiere al consumo per cápita, Dinamarca registra el mayor nivel de gasto de todo el mundo, con un promedio de \$US 113.59 al año en el 2000; le siguió en orden de importancia Suiza con un promedio de \$US 95.32 per cápita anual durante el mismo año. No obstante, las naciones que registraron el mayor aumento porcentual en lo que se refiere al gasto per cápita de alimentos orgánicos en el período 1997 - 2000 fueron Nueva Zelanda y Suecia, con 388% y 262% cada uno, ubicándose en \$US 15.36 al año por persona el primero, y en \$US 44.98 el segundo.

Alrededor del 85 por ciento de los productos orgánicos producidos en México tienen como destino los mercados del exterior. De hecho, la mayoría de los sistemas de producción implementados en nuestro país están de acuerdo con las normas de los países de destino de los productos orgánicos. Los países que adquieren los productos mexicanos imponen su normatividad y su certificación, sin embargo existe una gran discrepancia entre las diferentes normatividades de producción orgánica (europeas y americanas) que certifican el proceso.

Es importante señalar en este punto que nuestro país también cuenta con una Norma Oficial Mexicana para las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos. En México se encuentran registradas 15 Agencias de Certificación, de las cuales 3 son de origen mexicano (CERTIMEX, CUCEPRO y CADS) y una agencia internacional (OCIA) división México. A continuación se presenta el detalle de los datos de identificación de la NOM, establecida por la Secretaría de Economía.

La agricultura orgánica en México

En este apartado los autores de este capítulo desean otorgar los créditos y reconocimiento de la información utilizada al Centro de Investigaciones, Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y Agricultura Mundial (CIESTAAM), de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH),

ya que a través de un grupo de Investigadores encabezados por Gómez y colaboradores, han sido los pioneros en los estudios de la Agricultura Orgánica en México, y a la fecha son las referencias obligadas para conocer estadísticas relacionadas con esta materia. Cuadro 18.

Cuadro 18. Principales productos orgánicos en México (2005).

Producto orgánico	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Café	147,137	50
Hierbas	30,166	10
Hortalizas	24,725	8
Cacao	17,314	6
Uva	12,032	4
Otros	61,085	21
Total	292,461	100

Fuente: Gómez *et al.*, (2006).

Los principales estados mexicanos productores de productos orgánicos se presentan en la figura 8; y los principales productos orgánicos en el cuadro 18.

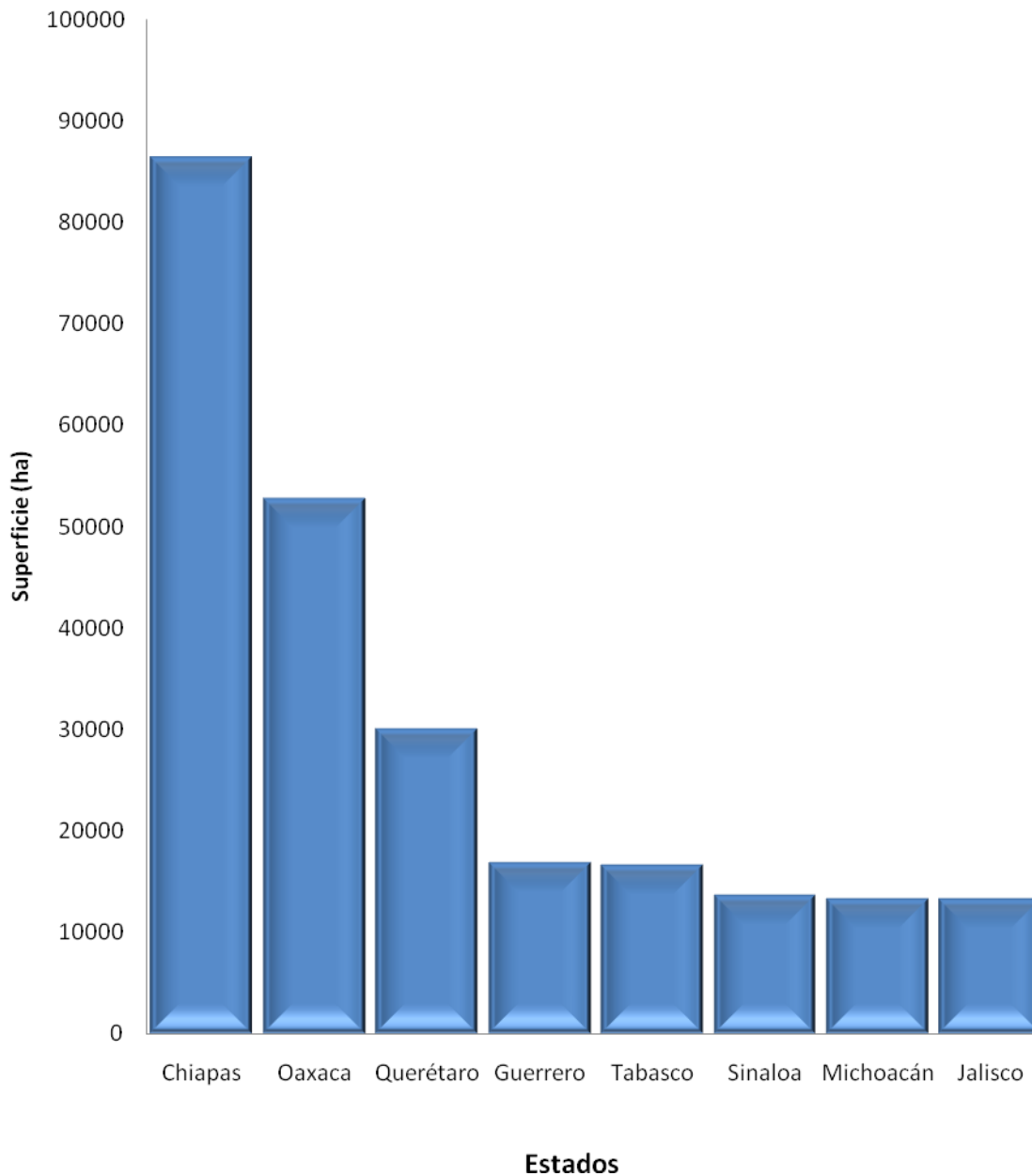


Figura 8. Principales estados productores de orgánicos (2004-2005)

El cuadro 19 presenta la superficie de cultivos orgánicos por estado, destacando el estado de Chiapas, principalmente en café

Cuadro 19. Superficie orgánica en México por Entidad Federativa (2004/05)

Estado	hectáreas	%
Chiapas	86,384	29.54
Oaxaca	52,708	18.02
Querétaro	30,008	10.26
Guerrero	16,834	5.76
Tabasco	16,629	5.69
Sinaloa	13,591	4.65
Michoacán	13,245	4.53
Jalisco	13,202	4.51
Baja California Sur	6,217	2.13
Veracruz	5,887	2.01
Sonora	5,867	2.00
Nayarit	5,487	1.87
Chihuahua	4,658	1.59
Baja California	3,805	1.30
San Luis Potosí	3,305	1.13
Colima	3,178	1.09
Tamaulipas	2,315	0.79
Puebla	2,153	0.74
Hidalgo	1,747	0.60
Guanajuato	1,115	0.38
Estado de México	1,052	0.36
Nuevo León	993	0.34
Aguascalientes	633	0.22
Distrito Federal	428	0.15
Campeche	300	0.10
Yucatán	233	0.08
Coahuila	201	0.07
Tlaxcala	182	0.06
Morelos	67	0.02
Durango	28	0.01
Zacatecas	6	0.002
Total Nacional	292,460	100.0

Fuente: Gómez *et al.*, (2005)

La superficie de café orgánico por entidad federativa se ilustra en el cuadro 20 y la relación de productos orgánico por entidad en el cuadro 21.

Cuadro 20. Superficie agrícola de Café Orgánico por Entidad Federativa (2004-2005).

Estado	Hectáreas	%
Chiapas	78,738.73	53.51
Oaxaca	49,476.88	33.63
Guerrero	4,743.00	3.22
Jalisco	4,605.97	3.13
Nayarit	3,504.50	2.38
Veracruz	3,170.66	2.15
Tabasco	2,050.00	1.39
Puebla	481.00	0.33
Colima	349.00	0.24
Querétaro	8.00	0.005
México	5.00	0.003
Michoacán	3.00	0.002
Distrito Federal	1.00	0.0007
Total	147,136.74	100.00

Fuente: Gómez *et al.*, (2005)

Cuadro 21. Productos orgánicos cultivados en México y Estados productores

Productos orgánicos	Principales Estados
Café	Chiapas, Oaxaca, Veracruz
Miel	Yucatán, Quintana Roo, Chiapas, Oaxaca
Sábila	Yucatán
Cacao	Tabasco, Chiapas
Mango	Sinaloa
Litchie y rambután	Veracruz, Chiapas, Oaxaca, Puebla
Aguacate	Michoacán
Hortalizas (tomate, zanahoria, chile, calabaza, mejorana)	Baja California Sur
Plantas aromáticas, alimentarias, medicinales (albahaca, orégano, cebollín, manzanilla, etc.).	Tlaxcala, Veracruz, Querétaro, Estado de México, Baja California Sur.
Manzana	Chihuahua
Nopal	Morelos, Distrito Federal, Guanajuato
Plátano	Tabasco, Chiapas
Ajonjolí	Oaxaca, Chiapas
Jamaica	Oaxaca, Veracruz
Maíces de especialidad	Chihuahua
Vainilla	Veracruz, Oaxaca
Piña	Oaxaca, Veracruz
Miel de maguey	Jalisco, Hidalgo
Papaya maradol	Chiapas
Chayote	Veracruz, Oaxaca, Chiapas
Naranja	Veracruz
Frutas deshidratadas	Nayarit, Sinaloa
Fertilizantes	Estado de México, Michoacán

Fuente: Claridades Agropecuarias, No. 140, abril 2005.

El destino de productos orgánicos mexicanos y los países europeos receptores de estos se muestran en los cuadros 22 y 23.

Cuadro 22. Destino de exportación de los productos orgánicos, Mexicanos

Producto	Destino de exportación
Café	Alemania, Holanda, Suiza, Inglaterra, USA, Suecia, Italia, Japón, Francia, Dinamarca, Noruega, Bélgica y Japón.
Hortalizas	Alemania, Inglaterra, Italia, USA, Canadá y Japón
Ajonjolí	Unión Europea y USA
Banano	USA y Japón
Jamaica	Alemania
Vainilla	USA y Japón
Mango	USA, Japón, Canadá, Inglaterra y Alemania
Aguacate	Suiza, Inglaterra, Japón, Canadá y USA
Litchie	USA
Manzana	USA
Piña	USA
Cacao	Alemania y USA
Maíz azul	USA
Cardamomo	Alemania
Miel de abeja	Alemania, USA, Inglaterra e Italia
Miel de maguey	Alemania
Dulces	Europa, Canadá y USA
Albahaca	USA e Italia

Fuente: Gómez Cruz *et al.*, 2001(Citado por Claridades Agropecuarias, No. 140, abril 2005).

Cuadro 23. Productos y países de la Unión Europea importadores de productos orgánicos.

Producto	País importador
Café	Alemania (31%), Francia (13%), Italia (13%)
Té	Reino Unido (46%), Alemania (14%), Francia (10%)
Cocoa	Holanda (35%), Alemania (20%), Francia (12%)
Arroz	Reino Unido (23%), Francia (22%), Alemania (15%), Holanda (9%).
Semillas	Holanda (25%), Alemania (25%), Grecia (16%), Reino Unido (10%).
Semillas de girasol	Holanda (28%), España (22%), Alemania (17%), Reino Unido (10%).
Semillas de sésamo	Holanda (29%), Alemania (19%), Grecia (18%), Reino Unido (10%).
Aceite de de soya	Bélgica (23%), Holanda (23%), Alemania (9%), Francia (8%).
Aceite de palma	Holanda (21%), Alemania (19%), Reino Unido (18%)
Aceite de coco	Alemania (39%), Holanda (19%), Francia (12%)
Cacahuates	Holanda (28%), Alemania (20%), Reino Unido (15%), Francia (13%).
Nuez de la india	Holanda (45%), Reino Unido (17%), Alemania (13%), Francia (9%).
Pistaches	Alemania (35%), Italia (14%), España (12%).
Especias y hierbas	Alemania (23%), Holanda (21%), Francia (13%), Reino Unido (12%).
Fruta seca (dato del 99)	Reino Unido (28%), Alemania (21%), Francia (12%), Holanda (10%).
Jugo de fruta	Holanda (21%), Alemania (19%), Francia (15%), Bélgica (13%), Reino Unido (12%).
Miel	Alemania (45%), Reino Unido (10%), Francia 9%), Italia (7%), Bélgica (6%).
Azúcar de caña	Reino Unido (71%), Portugal (15%), Francia (6%).

Fuente: Eurostat 2001, (Citado por Claridades Agropecuarias, No. 140, abril 2005).

La participación en las importaciones de productos orgánicos en Europa se ilustra en la figura 9

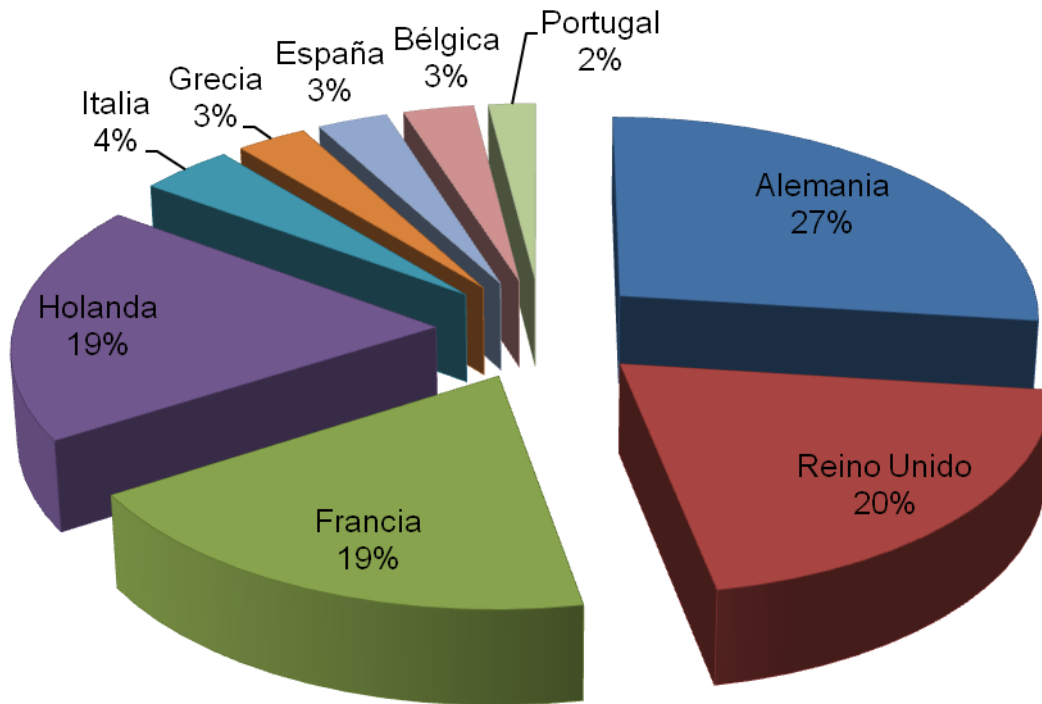


Figura 9. Participación en las importaciones de productos orgánicos en países europeos (2001).

BIBLIOGRAFIA

- Dolores, B., Ruiz, A., Schwentesius Rindermann, R., y Lugo Morones, S. 2007. La inocuidad alimentaria en la exportación de hortalizas mexicanas a estados Unidos. Rev. Comercio Exterior. Vol. 57, Núm. 1. Distrito Federal, México.
- Gómez Cruz, M. A., Schwentesius Rindermann, R., Gómez Tovar, L., Arce Córdova, I., Morán Villa, Y.M., y Quintero Medel, M. 2001. Agricultura orgánica de México: datos básicos. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH), Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agricultura y la Agricultura Mundial (CIESTAAM). Segunda edición. Chapingo, México. ISBN: 968-884-677-5.
- Gómez Cruz, M. A., Gómez Tovar, L., Lobato García, A., Schwentesius Rindermann, R., y Meraz Alvarado, Ma. Del R. 2003. Producción, comercialización y certificación de la agricultura orgánica en América Latina. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH), Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agricultura y la Agricultura Mundial (CIESTAAM). Segunda Impresión. Chapingo, México. ISBN: 968-884-921-9.
- Gómez Cruz, M. A., Gómez Tovar, L., y Schwentesius Rindermann, R. 2003. México como abastecedor de productos orgánicos. Rev. Comercio Exterior. Vol. 53, No. 2. México, D.F.
- Gómez Cruz, M. A., Gómez Tovar, L., y Schwentesius Rindermann, R. 2004. Agricultura orgánica, Mercado Internacional y propuestas para su desarrollo en México. Reporte de Investigación 62. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH), Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agricultura y la Agricultura Mundial (CIESTAAM). ISBN: 968-884-845-X. Segunda Impresión. Chapingo, México.
- Gómez Cruz, M. A., Schwentesius Rindermann, R., Mera Alvarado, Ma. Del R., Lobato García, A., y Gómez Tovar, L. 2005. Agricultura, Apicultura y Ganadería Orgánicas de México. Situación – Retos – Tendencias. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH), Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agricultura y la Agricultura Mundial (PIAI-CIESTAAM). Chapingo, México. ISBN: 968-02-0206-2.
- Gómez Cruz, M. A., Schwentesius Rindermann, R., y Gómez Tovar, L. 2006. Agricultura orgánica de México. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH), CONACyT, SAGARPA, Falls Brook Centre, RAPAM, Sojitz Mexicana S.A. de C.V. ISBN: 968-02-0273-9. México.
- Lamas Nolasco, M.A., Neri Flores, O., Sánchez Rodríguez, G., 2003. Agricultura orgánica. Una oportunidad sustentable de negocios para el sector agroalimentario mexicano. FIRA. Boletín Informativo. Núm. 322. Vol. XXV. 10a. Epoca. Año XXXI. Dic. 2003. México, D.F.

- Landry Consulting, Ilc. 2004. OTA Market overview Mexican organic market. A summary of Mexican market potential for U.S organic agricultural exports. Ed. Funding provide by the International Cooperation and Development program of FAZ and the Organic Trade Association (OTA). New Orleans, L.A. USA.
- Pérez Calderón, J. 2006. La política de fomento a la agricultura orgánica. Rev. El Cotidiano. No. Sep-Oct, año/vol. 21, número 139: 101-106. UAEM-Azcapotzalco. Distrito Federal, México.
- Ruíz, F.J.F. 1999. Tópicos sobre agricultura orgánica. Tomos I y II. Consejo Nacional Regulador de Agricultura Orgánica. Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Chapingo, México.
- Secretaria de Economía (SE). 2006. El mercado de productos orgánicos. Rev. México exporta. Vol. 5 No. 12. Ed. Representación permanente de México ante la ALADI.
- Willer, H., y Yussefi, M. 2000. Organic agricultura world-wide. Statistics and perspectives. Sponsored by BIOFACH. In Zusammenarbetit mit/ in collaboration with IFOAM. Ed. Stiftung Ökologie and landbau. –Bad DÚrkheim: SÓL.
- Willer, H., y Yussefi, M. 2001. Organic agricultura world-wide 2001. Statistics and future prospects. Bilingual. Sponsored by BIOFACH. In Zusammenarbetit mit/ in collaboration with IFOAM. Ed. Stiftung Ökologie and landbau. –Bad DÚrkheim: SÓL.
- Willer, H., y Yussefi, M. 2002. Organic agricultura world-wide 2002. Statistics and future prospects. Sponsored by BIOFACH. In Zusammenarbetit mit/ in collaboration with IFOAM. Ed. Stiftung Ökologie and landbau. –Bad DÚrkheim: SÓL.
- Willer, H., y Yussefi, M. 2003. Organic agricultura world-wide 2003. Statistics and future prospects. Sponsored by BIOFACH. In Zusammenarbetit mit/ in collaboration with IFOAM. Ed. Stiftung Ökologie and landbau. –Bad DÚrkheim: SÓL.
- Willer, H., y Yussefi, M. 2005. The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2005. Sponsored by Nuremberg Fair. BIOFACH 2005. Ed. Stiftung Ökologie and landbau. –Bad DÚrkheim: SÓL.
- Willer, Helga and Minou Yussefi. 2006. The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2006. International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), Bonn Germany & Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, Switzerland.
- Zamorano Ulloa, J., y Ríos Suárez, H. 2005. Evolución y perspectivas de la agricultura orgánica en México. Rev. Claridades Agropecuarias, No. 140. Abril. ASERCA. México, D.F.

Zamorano Ulloa, J., y Ríos Suárez, H. 2004. Importancia y perspectivas de los productos no tradicionales en México. Rev. Claridades Agropecuarias, No. 132. Agosto. ASERCA. México, D.F.

CAPÍTULO II

RELEVANCIA DE GRUPOS FUNCIONALES MICROBIANOS EN RELACIÓN CON LOS BIENES Y SERVICIOS DEL SUELO: EL CASO DE ABONOS ORGÁNICOS

Ph.D. Amanda Varela

Profesora Asociada, Laboratorio de Ecología de Suelos y Hongos Tropicales, Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. avarela@javeriana.edu.co

Los abonos orgánicos fueron los primeros fertilizantes utilizados por el hombre para favorecer el crecimiento de las plantas y aumentar la producción de las cosechas. El planteamiento de la teoría de la nutrición mineral a mediados del siglo XIX por Von Liebig llevó a la conclusión que dichos abonos podían ser sustituidos por abonos o fertilizantes minerales, por lo que estos comenzaron a producirse a gran escala un siglo después. La respuesta positiva de los cultivos a su utilización y el aumento de los rendimientos de estos llevó a pensar que se había encontrado la respuesta inequívoca de la agricultura. Sin embargo, posteriormente, debido a su uso excesivo junto con otras prácticas agrícolas inadecuadas se comenzaron a ver efectos negativos en los suelos y fuentes de agua adyacentes. Estos incluyen contaminación de acuíferos, eutrofización, pérdida por lavado, lixiviación, escorrentía y volatilización, pero también efectos nocivos para la atmósfera a través de la acumulación de compuestos secundarios de su producción. Así surge una corriente ecológica de la agricultura que promueve la utilización de sustancias y prácticas menos nocivas para el ambiente, incluyendo los organismos que viven en este. La biotecnología aparece entonces con herramientas que ponen en beneficio del hombre muchos de los servicios que prestan los organismos del suelo para mantener la fertilidad del mismo y la productividad de los cultivos.

Sin embargo hay que tener en cuenta que no es conveniente ni posible, dar reversa a las actuales prácticas agrícolas en muchos suelos, debido a que se requieren por sus características físicas y químicas, ni tampoco lo es para muchos cultivos que se practican en grandes extensiones en parte, debido al menor contenido de minerales de estos suelos. Posiblemente la solución sea la combinación de la utilización de fertilizantes químicos con abonos de procedencia orgánica que suplan muchas de las funciones que el suelo pierde cuando se utilizan únicamente los primeros. La deficiencia de materia orgánica en los suelos conlleva no sólo a una reducida disponibilidad de nitrógeno, debido a que este se encuentra principalmente en forma orgánica asociado a esta, sino a la reducción de la fertilidad a largo plazo por la ausencia de reservas en forma de humus. Adicionalmente a esto se producen cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo que afectan la abundancia y actividad tanto de los artrópodos como de los diferentes grupos microbianos del suelo. Esto tiene un impacto negativo importante sobre los aspectos funcionales del suelo, ya que la materia orgánica contribuye al mantenimiento de los ciclos de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica (que involucra la mineralización y la síntesis de sustancias húmicas), la capacidad de retención de agua, la degradación de contaminantes y el mantenimiento de las poblaciones de organismos biocontroladores, entre otros (Chen *et al.* 2000, Arora *et al.* 2005, Brunello 2006).

La aplicación de diferentes tipos de abonos orgánicos genera cambios distintos sobre las propiedades del suelo, ya que tienen características propias; estas deben tenerse en cuenta dentro de las estrategias para un manejo integral de la materia orgánica del suelo. Los estiércoles incorporan una mezcla rica en nutrientes por cuanto generalmente las heces van mezcladas con la orina y son de fácil mineralización por lo microorganismos, mientras que los residuos de cosecha o los abonos verdes tienen un mayor impacto sobre la estructura del suelo cuando son incorporados a este y su descomposición puede variar dependiendo de la relación C:N del material. Su uso como cobertura contribuye a reducir la erosión (Barrera 2003). Dentro de los abonos orgánicos utilizados en la agricultura, el compost y el lombricompost tienen la particularidad de ser materiales procesados, lo cual disminuye las desventajas que pueda tener la aplicación de otros tipos de abonos orgánicos que, por su alta carga microbiana y en particular, de especies patógenas para las plantas, la fauna y el hombre, pueden causar problemas colaterales. Adicionalmente su capacidad de mejorar la estructura del suelo, liberar nutrientes orgánicos, de incrementar la capacidad de intercambio catiónico, restablecer poblaciones microbianas y aumentar la retención de agua (Chen *et al.* 2000, Insam *et al.* 2002, Guerrero *et al.* 1999), mejora la

calidad del suelo y por ende los bienes y servicios que este presta. Para ampliar este planteamiento antes es necesario abordar algunos aspectos de los abonos orgánicos.

La materia orgánica incorporada al suelo es la responsable de los cambios físicos que se dan en este, particularmente en la estructura (reducción de la densidad aparente, formación de agregados), aumento de la porosidad y permeabilidad y por ende de la retención de agua. Sin embargo los efectos de la materia orgánica sobre las propiedades químicas y biológicas de los suelos son debidas principalmente a la actividad de los organismos (fauna y microbiota) que están presentes en esta, así como también a la de las poblaciones de organismos del suelo que se ven afectados por dicha materia orgánica. Muchos de los trabajos que se han realizado tratando de explicar y entender los mecanismos subyacentes a la incorporación de diferentes tipos de materiales orgánicos al suelo, y en particular compost, han centrado su atención sobre la identificación de los microorganismos (hongos, bacterias y actinomicetos) que están presentes en el material a incorporar y sólo posteriormente se han identificado o determinado su capacidad de degradación de ciertos compuestos. Esto también se ha hecho con el objetivo de establecer la presencia de patógenos de plantas y animales, con el fin de darle un manejo adecuado a los residuos compostados y de llegar a establecer normas de calidad de dichos productos. En este caso se deben tener en cuenta propiedades físicas, químicas y biológicas de los productos para poder establecer una regulación sobre el proceso y sobre las características finales del compost (Tomati *et al.* 2002, Castro *et al.* 2007). La identificación de los microorganismos en abonos orgánicos y especialmente en compost se ha realizado mediante siembra en medios de cultivo sintéticos que han permitido establecer asimismo la carga microbiana que se incorpora al suelo con su aplicación. Es así como se han identificado principalmente bacterias como *Cellulomonas*, *Cytophaga*, *Bacillus*, *Sporocitophaga*, *Micronosporas*, *Halobacillus* *Aeromicrobium* y *Brevibacterium* y, el actinomiceto *Streptomyces* con reconocida capacidad de degradar celulosa (Lynd *et al.* 2002, Lu *et al.* 2005). También hongos como *Aspergillus terreus*, *A. fumigatus*, *A. clavatus*, *Syncephalastrum*, *Rhizopus*, *Absidia*, que descomponen almidones y proteínas, y algunos también celulosa (Senesy 1989). En algunos casos se ha identificado la presencia de hongos y bacterias con otras actividades que pueden ser más interesantes desde el punto de vista de la disponibilidad de nutrientes para las plantas como es la posibilidad de utilizar fuentes inorgánicas de fósforo y transformarlas en orgánicas y disponibles. Especies de *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Flavobacterium* y *Rhizobium*, entre otras son capaces de solubilizar fosfatos, representando del 1 la 50% de las poblaciones totales de bacterias en suelo, aunque se reconoce que los hongos pueden tener una mayor

actividad de este tipo, a pesar de que sólo representan del 0,1 a 0,5% del total (Rodríguez 1999). *Pseudomonas* adicionalmente tiene la capacidad de producir fitohormonas que aumentan el crecimiento de las plantas. Con la utilización de lodos y estiércoles la atención se ha dirigido más a bacterias y virus potencialmente patógenos para humanos o animales doméstico (Hess *et al.* 2004, Helvi *et al.* 2006).

La identificación de las poblaciones microbianas si bien tiene un sentido práctico para la definición de microorganismos patógenos debería enfocarse a la determinación de los grupos funcionales de microorganismos. Esto permite entender de manera más holística los mecanismos involucrados en el papel que juega la incorporación de abonos al suelo. Un grupo funcional involucra un conjunto de organismos no relacionados taxonómicamente, que tienen una función metabólica común y pueden ser considerados como de efecto, cuando generan efectos similares sobre procesos o, causales cuando responden de manera similar a cambios ambientales (Díaz and Cabido 2001), con una determinada función dentro de este. El abordaje desde este punto de vista es complementario al estudio desde la perspectiva taxonómica, pero tiene la ventaja de ir más allá en la comprensión de subsistemas tan complejos como el suelo y aborda aspectos funcionales de los sistemas, que es la tendencia en los estudios ecológicos actuales. Dichos aspectos funcionales son los realmente ayudan a esclarecer la estabilidad de estos a largo plazo y a definir los bienes y servicios que prestan al hombre, que pueden ser valorados. De esta manera se puede tener un impacto mayor en la definición de políticas y estrategias que ayuden a la conservación de los suelos en los diferentes ecosistemas y agrosistemas.

Por una parte el enfoque de grupos funcionales es relativamente reciente, pero más aún lo es para grupos funcionales microbianos. Los estudios al respecto tienen referentes en suelos y se desconoce en gran medida lo que sucede en los abonos orgánicos y, también cuando estos se aplican al suelo. En cierta medida la identificación de especies microbianas y el posterior establecimiento de su capacidad para degradar ciertos tipos de moléculas en los productos de compostaje y otros abonos orgánicos ha llevado, sin proponérselo, a conocer algo acerca de los posibles grupos funcionales existentes. Sin embargo lo que se propone aquí es hacer un abordaje desde los grupos funcionales y la proporción en que se encuentran porque es más importante establecer las funciones que son capaces de realizar que la identidad de las unidades que las hacen. Desde este planteamiento los grupos funcionales microbianos que se pueden identificar a partir de las investigaciones realizadas hasta el momento involucran a los celulolíticos, amilolíticos y proteolíticos, principalmente. Sin embargo es necesario evaluar otros grupos que permitan contemplar de manera más completa las características del abono con el fin de

darle una aplicación más adecuada dependiendo del cultivo y que incluso puedan ser usados como indicadores de calidad del mismo. Partiendo de la base de lo que se conoce para suelos de ecosistemas naturales (Aguilera *et al.* 2003, Varela 2004, González *et al.* 1999) y algunos de los trabajos en agrosistemas (Aguilera *et al.* 2003, Varela *et al.* 2004, Escobar *et al.* 2007), se deberían tener en cuenta grupos funcionales adicionales como el de ligninolíticos, fijadores libres de nitrógeno, quitinolíticos y agentes de control biológico. El grupo de celulolíticos junto con el de proteolíticos y, la relación C:N del material dan una idea de la disponibilidad de fuentes carbonadas que hay disponibles para la actividad microbiana subsecuente a la aplicación del abono en el suelo y de esta manera la mineralización concomitante del nitrógeno al suelo que quedaría disponible para las plantas y microorganismos. El grupo de fijadores libres de nitrógeno sería un indicador de la capacidad de incorporar nitrógeno adicional al suelo y mejorar la relación C:N del mismo. Los microorganismos quitinolíticos (hongos como *Arthrobotrys* y *Pacilomyces*) son importantes desde el punto de vista del control de nematodos fitoparásitos, cuyo componente de cutícula, especialmente en el estadio de huevos tiene una alta proporción de quitina. Dentro de los agentes de control biológico se buscarían bacterias esporuladas que producen toxinas y, hongos entomopatógenos capaces de provocar la muerte de insectos, por lo cual servirían como controladores de plagas. Finalmente los ligninolíticos involucran especialmente hongos, permitirían establecer el potencial de formación de compuestos húmicos estables y asimismo a la degradación de compuestos vegetales recalcitrantes, que a largo plazo serían mineralizados en el suelo.

La cuantificación de la proporción o abundancia de estos distintos grupos funcionales se puede hacer mediante la utilización de medios de cultivo con componentes específicos que permitan el crecimiento solamente de hongos y bacterias capaces de degradar el compuesto. Normalmente estos medios de cultivo incluyen en su composición colorantes que adicionalmente ayudan a visualizar la actividad metabólica específica mediante cambios de coloración, no cual no sólo lleva a identificar los microorganismos que realmente tienen la capacidad enzimática, sino que permite, de manera complementaria, una cuantificación parcial de dicha actividad. Adicionalmente la identificación de grupos funcionales puede establecerse mediante técnicas de biología molecular usando sondas que reconozcan genes que codifican para la o las enzimas relacionadas con una función específica.

El determinar la proporción de los distintos grupos funcionales debe complementarse con la estimación de algunas variables que también están relacionadas con aspectos funcionales, como la biomasa

microbiana, la respiración microbiana o la actividad de algunas enzimas que participan en la mineralización de la materia orgánica. Además porque se ha determinado que dichas variables biológicas responden mucho más rápidamente a cambios en el ambiente (Goyal *et al.* 1999, García *et al.* 2000). Se han evaluado enzimas como la deshidrogenada, ureasa, β -glicosidasa, fosfatasa y arilsulfatasa, pero en suelos después de la incorporación de diferentes tipos de abonos orgánicos (Tejada *et al.* 2007), en los cuales se muestra un incremento importante, cuya magnitud depende del tipo de abono adicionado. Estas actividades enzimáticas igualmente deberían ser estimadas para los abonos, ya que están relacionadas con los ciclos de C, N, P y S, con el fin de conocer la actividad de los grupos funcionales presentes. Asimismo el aumento de la biomasa y respiración microbianas muestra la existencia de materiales de fácil degradación que estimulan la actividad microbiana y que hay una incorporación de microorganismos exógenos (Tejada *et al.* 2007); en particular la respiración microbiana indirectamente refleja la disponibilidad de materia orgánica (Gómez *et al.* 2001, Tejada *et al.* 2006).

La relación C:N (Gessner and Chauvet 1994) y en muchos casos la relación L:N (L=lignina) (Becker *et al.* 1994, Cobo *et al.* 2002) o L+PP:N (PP=polifenoles) (Clément *et al.* 1995) controlan en gran medida las tasas de descomposición de la materia orgánica, aunque aspectos como la humedad, temperatura, pH, textura y minerales la modulan, al ser variables que afectan la actividad microbiana (Myers *et al.* 1994). Las células microbianas tienen relaciones C:N características. Para las bacterias están entre 4 y 5:1 y para los hongos entre 10 a 15:1 (Alexander 1977). Dependiendo de esta predominarán inicialmente en el proceso de descomposición del material grupos funcionales bacterianos o fúngicos proteolíticos, amilolíticos y celulolíticos, pero en cualquier caso las relaciones C:N cercanas a estas favorecerán los procesos de mineralización sobre los de inmovilización, que es lo que se busca al incorporar un abono orgánico al suelo. Dado que la cantidad de materia orgánica retenida en un suelo será un resultado entre su síntesis y su descomposición, la incorporación de residuos de cosecha a un suelo reducirá la tasa de disminución de la cantidad de materia orgánica, sobre todo en suelos cultivados (Tate III 1987). Sin embargo a largo plazo se pretende que también haya un reservorio de materia orgánica en el suelo que mantenga la estructura de este y genere una lenta liberación de nutrientes al suelo. Por tanto se requerirán altas cantidades de material humificado (con altas relaciones C:N) para aumentar los niveles de la materia orgánica en el suelo, que llevarán a una rápida mineralización del carbono hasta que el nitrógeno disponible se agote y posteriormente predominará la inmovilización y la tasa de descomposición será lo suficientemente lenta como para reforzar la

humificación del carbono restante (Tate III 1987). En este caso predominarán grupos funcionales relacionados con el ciclo del carbono que son capaces de degradar compuestos recalcitrantes como lignina, polifenoles y taninos. La aplicación combinada de diferentes tipos de abono orgánico, por ejemplo estiércoles con residuos de cosecha o compost, provee un complemento entre la disponibilidad de nutrientes y el establecimiento de una reserva de materia orgánica. Por otra parte la incorporación de los abonos al suelo hace que su tasa de descomposición sea mayor que si se dejan sobre la superficie del mismo (Wilson and Hargrove 1986), al generar un ambiente más favorable para la actividad de los diferentes grupos funcionales microbianos, como son, un contacto más estrecho con el suelo, humedad más constante y adecuada y, mayor temperatura, entre otros.

Sin embargo también hay que considerar el efecto que sobre los grupos funcionales microbianos del suelo, ejerce la aplicación de abonos orgánicos de diferentes tipos. Sobre la de algunos tipos de abonos orgánicos, como los biosólidos, se sabe poco. Se ha propuesto que los nematodos pueden servir como indicadores de cambios en la estructura y funcionamiento del suelo como subsistema (Cogger *et al.* 2006), al mostrar cambios al nivel del ensamblaje de nematodos, como el aumento de los oportunistas y disminución de los sensibles a polucionantes tres años después de una sola aplicación del biosólido, pero se necesitan más estudios para establecer los mecanismos implicados y si estos resultados son generalizables. En general los efectos de la aplicación de lodos, estiércol o compost es transitorio sobre comunidades microbianas (6 meses) (Saison *et al.* 2006, Calbrix *et al.* 2007), pero este depende de la cantidad de de material adicionado (Saison *et al.* 2006).

Entonces, los bienes y servicios a los que están ligados los abonos orgánicos están estrechamente relacionados con sus características físicas, químicas y biológicas. Particularmente las biológicas referidas a los grupos funcionales microbianos que son los responsables directos o indirectos de proveer dichos bienes que incluyen estabilización del suelo, reciclaje de nutrientes, biorremediación, control de poblaciones de insectos y microorganismos. En este sentido la utilización de los abonos orgánicos tendría un impacto positivo en los agrosistemas, el cual podría cuantificarse en términos del mejoramiento de ciertos servicios relacionados con los bienes que provee el suelo dentro de estos, como descomposición de materia orgánica y detoxificación de suelos, mantenimiento de la fertilidad del suelo, control de plagas y enfermedades, recreación y belleza escénica. El establecimiento de parámetros de calidad relacionados con características de tipo fisicoquímico y biológico de los abonos orgánicos podrían adicionalmente ser complementados con el valor agregado derivado de la capacidad

de restablecer o mejorar un servicio ecosistémico. Para esto sería necesario establecer con claridad la relación entre las variables cuantificables que tiene el compost y el efecto sobre ciertas propiedades del suelo relacionadas con los servicios que este presta.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aguilera, M.P., Vélez, B.E., Varela, A. y Flórez, C. 2003. Aproximación al efecto de la cobertura vegetal sobre grupos funcionales bacterianos en el Departamento del Quindío. *Suelos Ecuatoriales* 33(2):162-167.
- Arora, T., Eklind Y., Ramert B. and Alstrom, S. 2002. Microbial analysis and test of plant pathogen antagonism of municipal and farm composts. *Biological Agriculture & Horticulture* 22 (4): 349-367.
- Barrera, L.L. 2003. El papel de la material orgánica en el manejo integral de la fertilidad del suelo. En: Triana, M.P., Lara, R., Gómez, M.I. y Peñaloza, G. *Manejo integral de la fertilidad del suelo*. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Bogotá, D.C., Colombia. 224 p.
- Becker, M. , Ladha, J.K, Simpson, I.C. and Ottow, J.C.G. 1994. Parameters affecting residue mineralization in flooded soils. *Soil Science Society American Journal* 58:1666-1671.
- Brunello, C., Grazia M., Garcia, C., Macci, C. and Doni, S. 2006. Soil Bioremediation: Combination of Earthworms and Compost for the Ecological Remediation of a Hydrocarbon Polluted Soil. *Water, Air and Soil Pollution* 177(1-4): 383-397.
- Calbrix, R.L., Barray, S., Chabrerie, O., Fourrie, L., Laval, K. 2007. Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Applied Soil Ecology* 35 (3): 511-522.
- Castro, M.M., Betancourt, R.A. y Varela, A. 2007. Comparación de características de calidad de lombricompostos comerciales colombianos. En prep.
- Clément, A., Ladha, J.K., Chalifour, F.P. 1995. Crop residue effects on nitrogen mineralization, microbial biomass and rice yield in submerged soils. *Soil Science Society American Journal* 59:1595-1603.
- Cobo, J.G., Barrios, E., Kaas, D.C.L. and Thomas, R.J. 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil* 240:331-342.
- Cogger, C.G., Forge, T.A., Neilsen, G.H. 2006. Biosolids recycling: Nitrogen management and soil ecology. *Canadian Journal of Soil Science* 86 (4): 613-620.

- Diaz, S. and Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11): 646-655.
- Gessner, M.O. and Chauvet, E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75(6):1807-1817.
- Chen, J., Abawi, G.S. and Zuckerman, B.M. 2000. Efficacy of *Bacillus thuringiensis*, *Paecilomyces marquandii* and *Streptomyces costaricanus* with and without organic amendments against *Meloidogyne hapla* infecting lettuce. *Journal of Nematology* 32(1):70-77.
- Escobar, L.F. , Barrios, E. y Varela, A. 2007. Comparación de la abundancia de las poblaciones nativas de rizobios bajo diferentes sistemas de uso del suelo en la microcuenca Potrerillo, Departamento del Cauca. En preparación.
- García, C., Hernández, T., Pascual, K.A., Moreno, J.L. and Ros, M. 2000. Microbial activity in soils of SE Spain expodes to degradation and desertification processes. Strategies for their rehabilitation. In: Gracia, C., Hernández, M.T. (eds.). *Research and perspectives of soil enzymology in Spain*. CEBAS-CSIC, Spain. 382 p.
- Guerrero, I., Gómez, J., Mataix-Solera, R., Moral, J., Mataix-Beneyto, M. and Hernández, M. 1999. Effects of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils* 32:410-414.
- Gómez, E., Ferreras, L., Toresani, S., Ausilio, A., Bisaro, V. 2001. Changes in some soil properties in a vertic arguudoll under short-term conservation tillage. *Soil Tillage Research* 61:179-186.
- González, X.A., González, L.E., Varela, A. 1999. Incidencia de la cobertura vegetal sobre poblaciones de bacterias nitrificantes autótrofas en un fragmento de bosque andino. *Suelos Ecuatoriales* 29(1): 83 – 88.
- Goyal, S., Chander, K., Mundra, M.C. and Kapoor, K.K. 1999. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. *Biology and Fertility of Soils* 29:196-200.
- Helvi, H.-T., Mohaibes, M., Karinen, P. and Koivunen, J. 2006. Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. *Livestock Science* 102:248-255.
- Hess, T.F., Grdselishvili, I., Sheng, H.Q., Hovde, C.J., 2004. Heat inactivation of *E. coli* during manure composting. *Compost Science Utilization* 12:314–322.
- Insam, H. Riddech, N. and Klauer, S. 2002. *Microbiology of composting*. New York, U.S.A. 644 p.
- Lynd, L.R., Weiner, P.J., Van Zyl, W.A. and Pretorius, I.S. 2002. Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology. *Microbiology and Molecular Biology* 6(3):506-577.

- Lu, W.J., Wang, H.T., Yang, S.J., Wang, Z.C. and Nie, Y.F. 2005. Isolation and characterization of mesophilic cellulose-degrading bacteria from flower stalks-vegetable waste co-composting system. *Journal of General and Applied Microbiology* 51 (6): 353-360.
- Myers, R.J.K., Palm, C.A., Cuevas, E. and Gunatilleke, I.U.N. 1994. The synchronization of nutrient mineralization and plant nutrient demand. In: Wooster, P.L., Swift, M.J. (eds.). *The biological management of tropical soil fertility*. Wiley-Sayce Publication. Chichester, United Kingdom. 252 p.
- Rodríguez, H. 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. *Biotechnology Advances* 17:319-339.
- Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D. and Le Roux, X. 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment effects of compost level and compost-borne microbial community. *Environmental Microbiology* 8(2):247-257.
- Senesky, M. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *The Science of Total Environment* 81:42-54.
- Tate III, R.L. 1987. *Soil organic matter. Biological and ecological effects*. John Wiley & Sons. New York, U.S.A. 284 p.
- Tejada, M. and González, J.L. 2006. Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield. *European Journal of Agronomy* 25:22-29.
- Tejada, M., González, J.L., García-Martínez, A.M. and Parrado, J. 2007. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. *Biosource Technology*. In press.
- Tomati, U., Belardinelli, M., Andreu, M., Galli, E., Proietti, N., De Simone, C. and Capitani, D. 2002. Evaluation of commercial compost quality. *Waste Management & Research* 20 (5): 389-397.
- Varela, A. 2004. Efecto de la fragmentación sobre la producción y descomposición de la hojarasca en bosque altoandino nublado: patrones, mecanismos y modelos. Trabajo de tesis para optar por el título de Ph.D. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. 330 p.
- Varela, A., Aguilera, M., Vélez, B. & Flórez, C. 2004. Evaluación preliminar de grupos funcionales bacterianos como indicadores de calidad de suelos en zona cafetera. I Taller sobre indicadores de calidad del suelo. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Octubre 20-22. Palmira, Colombia. Cartel.

Wilson, D.O. and Hargrove, W.L. 1986. Release of nitrogen from crimson clover residue under two tillage systems. Soil Science Society American Journal 50:1251-1254.

CAPITULO III

LA AGRICULTURA ORGÁNICA Y EL USO DE BIOFERTILIZANTES

Edgar Omar Rueda-Puente, Pablo Rangel Preciado, Mario A. y Tarazón Herrera

INTRODUCCIÓN

La agricultura orgánica constituye un sector de modesta pero muy creciente importancia en el sector agrícola; sus ventajas ambientales y económicas han atraído la atención de muchos países. La reducción del apoyo gubernamental a los insumos agrícolas brinda una oportunidad de conversión de sistemas agrícolas de bajos insumos en sistemas de agricultura orgánica más productivos. La diversificación biológica resultante de los sistemas orgánicos aumenta la estabilidad del ecosistema agrícola y brinda protección contra la tensión ambiental, lo que a su vez aumenta la capacidad de adaptación de las economías agrícolas. La demanda de alimentos y fibras de producción orgánica por parte de los consumidores y la exigencia de un desarrollo más sostenible que plantea la sociedad, ofrecen nuevas oportunidades a agricultores y empresas de todo el mundo (Izquierdo et al., 2002).

La agricultura orgánica representa sin duda una oportunidad importante para los pequeños productores agrícolas. En América Latina este enfoque de producción se asocia cada vez más a las estrategias de desarrollo de la producción familiar. Sin embargo, plantea importantes desafíos por su orientación, cada vez mayor a la exportación, con las debidas exigencias de normas y gestión de calidad que esto implica. Lo anterior significa, tanto para las organizaciones de apoyo como para las organizaciones de productores, fortalecer su conocimiento en las técnicas de producción y normas de comercialización de los productos orgánicos.

La agricultura orgánica también plantea desafíos nuevos para las instituciones de investigación. En particular, en aquellos relacionados con el sector agrícola sobre las posibilidades reales que estos tienen al contribuir al desarrollo de una agricultura sostenible, a la calidad del medio ambiente, la generación de ingresos y la seguridad alimentaria. Una elección informada sobre la agricultura orgánica, dentro de una gama de opciones agrícolas sostenibles pondría a los gobiernos en condiciones de orientar su investigación y sus actividades de extensión y de aprovechar, en forma integrada con otras alternativas sostenibles de agricultura, las oportunidades comerciales disponibles en el ámbito nacional e internacional.

En relación a lo recomendado por los países miembros de la FAO, el programa sobre una agricultura orgánica incluye tres áreas de acción (agrupación orgánica de Chile, 2002):

- 1.- Sistemas y redes para proveer información sobre aspectos de producción, conservación, procesamiento, etiquetado y mercadeo de productos orgánicos; información técnica sobre requerimientos de producción, e información comercial sobre oportunidades de mercado.
- 2.- Herramientas de apoyo a políticas.
- 3.- Nuevas alternativas en la implementación de agro-insumos respaldados científicamente para su aplicación técnica en los sistemas orgánicos productivos y eficientes.
- 4.- Asistencia técnica a los países para estudios y apoyo a los gobiernos sobre la producción, certificación y comercialización de productos orgánicos; obtener acceso a mercados internacionales; capacitación en el proceso de producción orgánica; asistencia técnica para desarrollar una legislación nacional apropiada, desarrollar capacidad de certificación, investigación, extensión y promover el intercambio de experiencias entre países.

Lo anterior debido a que a nivel mundial, la agricultura orgánica es uno de los varios enfoques de la agricultura sostenible y una de las alternativas de producción de alimentos que enfoca a la inocuidad o la neutralidad de sus efectos al medio ambiente. Asimismo, compartiendo otros enfoques de la agricultura sostenible como son promover agro ecosistemas que son social y ecológicamente sostenibles, lo que significa diversificar y estabilizar los ingresos rurales; aumentar la biodiversidad y la sostenibilidad del medio ambiente.

BIOFERTILIZANTES

Considerando lo anterior, y con la problemática actual que constituye para la agricultura el mal uso de agro insumos (anualmente se utilizan en el mundo más de 100 millones de toneladas de fertilizantes nitrogenados y más de 90 millones de potasio y fósforo para obtener cultivos con altos rendimientos.

La utilización excesiva de fertilizantes resulta en mayores costos de producción y en la contaminación de suelos y aguas), han conducido a un proceso de deterioro de sus escasos recursos y a una creciente dificultad para renovarlos, promoviendo realizar un uso integral y diversificado de los recursos naturales, en un ambiente fluctuante y restrictivo. El suelo como base de los recursos y de la producción se encuentra enmarcado en un ambiente complejo, heterogéneo y frágil, que evidencia una alta susceptibilidad a la erosión y una baja fertilidad natural, con efectos en la producción de los cultivos, en la productividad del trabajo y en la factibilidad del establecimiento de sistemas productivos sustentables.

La recuperación y el mantenimiento de la fertilidad de los suelos sobre una base sostenible, constituyen un factor de gran importancia en el desarrollo de la producción agropecuaria a nivel mundial. De ahí la importancia de intensificar los estudios que permitan mejorar su estabilidad y productividad a largo plazo. En las dos últimas décadas, una de las áreas de estudio que actualmente están impactando en la agricultura, es la aplicación de biofertilizantes a través del empleo de microorganismos como bacterias y hongos que viven en intercambio con las plantas, lo cual ha resultado muy positivo para fertilizar diversos cultivos.

Los microorganismos con efecto benéfico en las plantas pueden tener un potencial considerable como agentes biocontroladores y biofertilizantes. Se distinguen tres grandes grupos: a) microorganismos fijadores de nitrógeno, b) hongos micorrízicos, c) bacterias promotoras de crecimiento. Este último grupo de bacterias es actualmente conocido como PGPB-Plant Growth-Promoting Bacteria (siglas en inglés) = BPCP (Bacterias Promotoras de Crecimiento de Plantas) fue definido por Kloepper *et al* (1992) como bacterias habitantes de la raíz que estimulan significativamente el crecimiento de plantas.

Las bacterias promotoras del crecimiento de plantas, en las dos últimas décadas, han sido objeto de estudio con un alto grado de interés. En años recientes se ha despertado cierta controversia con este grupo, ya que no se sabe hasta qué punto se puede considerar a una rizobacteria como una bacteria promotora de crecimiento, por lo que se han establecido cinco características generales que definen este grupo:

- Que no requieran de la invasión interna de tejidos en plantas, como ocurre en hongos micorrízicos con la formación de nódulos o arbusculos en el caso de *Rhizobium*.

- Que tengan una elevada densidad poblacional en la rizósfera después de su inoculación, ya que una población que declina rápidamente tiene una baja capacidad competitiva con la microflora nativa del suelo.
- Que presenten capacidad de colonización efectiva en la superficie de la raíz y como consecuencia puedan influir positivamente en el crecimiento de la planta.
- Que no produzcan daño en el hombre ni a otros microorganismos.
- En cuanto al efecto positivo sobre el crecimiento por las plantas, las BPCP pueden actuar de manera directa o indirecta:

Mecanismos indirectos: los metabolitos producidos de las BPCP pueden funcionar como determinantes antagónicos, involucran aspectos de control biológico, suprimen o inhiben el crecimiento de microorganismos perjudiciales para el desarrollo de la planta, vía de producción de sideróforos, antibióticos, acción de enzimas líticas (gluconasa, quitinazas) o inducción de mecanismos de resistencia.

Mecanismos directos: ocurren cuando los metabolitos producidos por algunas cepas de las bacterias son utilizados como reguladores de crecimiento o precursores de estos por parte de la planta.

La conjunción de ambos mecanismos de acción ha dado como resultado la promoción evidente del crecimiento de plantas; se ha observado un incremento en la emergencia, el vigor y el peso de plántulas, un mayor desarrollo en sistemas radicales y un incremento hasta de 30% en la producción de algunos cultivos de interés comercial.

BACTERIAS PROMOTORAS DEL CRECIMIENTO DE PLANTAS (BPCP)

Las principales actividades benéficas llevadas a cabo por bacterias de la rizósfera asociadas a raíces o asociativas incluyen la solubilización de minerales y nutrimentos, fijación de nitrógenos, producción de fitohormonas reguladoras del crecimiento, interacción sinérgica con otros microorganismos benéficos de la rizósfera y la inhibición de fitopatógenos; todas estas actividades incrementan la productividad vegetal (Gaskins et al., 1985). La mayor parte de las investigaciones dirigidas a mejorar la respuesta vegetal ha enfatizado el uso de bacterias fijadoras de nitrógeno nativas en cereales y pastos forrajeros y, recientemente ha incluido a otras plantas de cultivo. Bajo ciertas circunstancias, la cantidad de nitrógeno fijado por estos microorganismos puede ser significativa, pero no explica por si misma el incremento del crecimiento de las plantas.

Hace más de 20 años se especuló por primera vez sobre hacer extensivo el uso de bacterias del género *Rhizobium* en las plantas agrícolas más importantes. Desde entonces la complejidad de la biología molecular del sistema nitrogenasa ha obligado a reconsiderar esa especulación (Quispel, 1991) y a explorar la posibilidad de utilizar bacterias fijadoras de nitrógeno asociadas de manera natural a plantas de cultivos particulares.

En una revisión realizada hace doce años, Brown (1982) declaró que la única manera de obtener una respuesta positiva de inoculación bacteriana en el desarrollo y rendimiento vegetal es que la población bacteriana alcance una biomasa significativa en la raíz. Por tanto, la característica más importante que debe tener una bacteria fijadora de nitrógeno que pretenda utilizarse con fines prácticos, es que sea un colonizador agresivo de raíces. Al evaluar la capacidad de colonización radicular de bacterias de la rizósfera, es necesario distinguir entre adaptación a la rizósfera y la habilidad para continuar desarrollándose a la par con las raíces en proceso de desarrollo. Solamente aquellos organismos capaces de trasladarse de las semillas a la raíces e incrementar su biomasa en la rizósfera pueden ser considerados colonizadores de raíces competitivos (Lifshitz et al., 1986). Con el objeto de encontrar esta bacteria ideal se consideró importante el estudio de diferentes asociaciones entre bacterias benéficas y diferentes tipos de plantas. La investigación en esta dirección ha sido promovida, se ha enfocado en la interacción a *Azospirillum*-planta, la cual puede servir como modelo para todas las bacterias asociativas. Existen algunos estudios sobre otros géneros bacterianos como *Bacillus*, *Azotobacter*, *Klebsiella* y otras bacterias no muy estudiadas del género *Azotobacter* y *Azoarcus*, la especie alcaligenes y otros grupos bacterianos tales como cianobacterias, bacterias solubilizadoras de fosfato, bacterias sulfa-oxidantes y bacterias diazotróficas patógenos en plantas.

Azospirillum spp-planta: un modelo de interacción planta-microorganismo

La primera especie del género *Azospirillum* fue aislada por Beijerinck (1925) a partir de suelos pobres en nitrógeno en Holanda, llamada originalmente *Spirillum lipoferum*. Posteriormente, Schroder (1932) aisló especies de este género en suelos de Indonesia (Becking, 1963). Döberenier y Day en 1975 reportaron haber aislado bacterias de este género de la rizósfera y raíces de plantas forrajeras y cereales, colectadas en Sudamérica, Africa, y Estados Unidos (Döberenier, 1976). Desde entonces, han sido aisladas especies de este género de numerosas especies de pastos silvestres y cultivados, cereales y leguminosas, en climas tropicales y subtropicales, (Bally et al., 1983, Döberenier et al., 1976). Actualmente han sido caracterizadas cinco especies dentro del género *Azospirillum*: *A. brasilense*, *A. lipoferum*, *A. amazonense*, *A. halopraeferans* y *A. irakense*. La asociación entre bacterias del género

Azospirillum y las raíces de pastos y otras plantas, ha sido estudiada extensivamente a partir del reporte de Dobereiner y Day (1976). Investigaciones realizadas en la década pasada han reportado el efecto benéfico de esta bacteria en forraje y grano de pastos así como en otras especies de plantas bajo una gran variedad de ambientes y condiciones de suelo. Los efectos de inducción del crecimiento en planta por Azospirillum son principalmente derivados de algunos cambios morfológicos y fisiológicos ocurridos en la raíz de las plantas inoculadas, resultando en mayor retención de agua y disponibilidad de nutrientes. Datos reportados y analizados indican que la inoculación de Azospirillum podría beneficiar a la planta por varios mecanismos involucrados (Bashan y Holguín, 1997 a, b).

Azospirillum se adhiere a la raíz (Castellanos et al., 1997) y prolifera en el rizoplasma (Bashan et al., 1989) y aparentemente invade la parte interna de la raíz (Levanony et al., 1989). De esta forma se promueve el desarrollo de pelos radiculares y ramificación de la raíz (Dubrovsky et al., 1994), causando alteraciones en el ordenamiento de las células corticales de la raíz (Levanony y Bashan, 1989), incrementando la disponibilidad de nutrientes para las raíces inoculadas (Bashan et al., 1990), incrementando la acumulación de materia seca en partes de la raíz (Bashan y Dubrovsky, 1996), favoreciendo la disponibilidad de agua de la planta, mejorando la actividad biológica de fijación de nitrógeno por la asociación raíz-Azospirillum (Rennie y Thomas, 1987), principalmente en la floración y, en muchas ocasiones, incrementa el rendimiento de cereales, hierbas forrajeras y legumbres (Okon y Labandera, 1994). Del Gallo y Fabril (1990) estudiaron la respuesta de Azospirillum brasilense Cd en chícharo (*Cicer arietinum*). Los resultados muestran un efecto positivo, significativo estadísticamente de la inoculación en raíz y vástago de planta, comparado con plantas no inoculadas (control) ó inoculadas con *Rhizobium* (pero no nodulada).

Aunque regularmente Azospirillum puede mostrar alta actividad de nitrogenasa bajo condiciones de laboratorio (Holguín y Bashan, 1996), la contribución de nitrógeno para la planta es todavía discutida o es, al parecer, muy poco el aporte de este elemento (Okon et al., 1983; Rennie y Thomas, 1987). El incremento observado sucesivamente en crecimiento y desarrollo de plantas inoculadas, es inducido al parecer por sustancias producidas por la bacteria, más que por el aporte de nitrógeno (Bashan y Holguín, 1997). Esto ha sido observado en cultivos puros de Azospirillum brasilense que producen grandes cantidades de auxinas y, un poco de giberelinas y citoquininas (Tient et al., 1979).

La respuesta a la inoculación depende también de la planta seleccionada y genotipo de bacteria (García de Solemone y Dobereiner, 1996). Algunas especies de Azospirillum aisladas de diversos suelos ó raíces de plantas de cactáceas de diferentes regiones geográficas de México (Yucatán, Tabasco,

Guerrero y Tlaxcala), cuyas características han sido reportadas previamente (Mascarúa-Esparza *et al.*, 1988), producen durante su actividad microbiana antibióticos, bacteriodoxinas, sideróforos y vitaminas del grupo B. (Tapia-Hernández *et al.*, 1990) Las bacteriodoxinas son proteínas con un rango de actividad contra especies homólogas, pero inactivas contra la cepa que la produce. La producción de bacteriodoxinas ha sido evaluada en medio base agar con zonas de inhibición del crecimiento. Los sideróforos son productos metabólicos terminales de bajo peso molecular, comúnmente de menos de 1kD, con tres grupos funcionales y grupos conectados por un enlace flexible. Cada grupo funcional presenta dos átomos de oxígeno, o menos frecuente, nitrógeno, que secuestra al hierro. En términos químicos, los grupos funcionales son hierro bivalente y trivalente (férrico) que puede acomodar tres de estos grupos para formar un complejo seis-coordinado. Con algunas excepciones, los grupos funcionales en sideróforos microbianos son hidrosamatos ó catecolatos (uno ó otro); combinaciones diferentes de estos podrían estar presentes en un sólo sideróforo. Otros grupos funcionales incluyen carboxilatos tales como citratos, y etilendiamina (Glick *et al.*, 1999). Estos sideróforos secuestran el hierro de ambientes complejos, haciéndolo menos favorable para ciertos microorganismos que poseen en su biosíntesis, un mecanismo regulado por concentraciones de hierro y pueden ocasionar zonas de inhibición similares a las formadas por la acción de bacteriodoxinas. Junto con la actividad de colonización de raíz ha sido analizada la quimiotaxis de *Azospirillum*, con relación a diferentes nutrientes también ha sido demostrada y al parecer, esto es debido a que la membrana externa juega un papel importante en la quimiotaxis y en simbiosis asociativas, posiblemente por el reconocimiento específico de propiedades inherentes en algunas de las proteínas de la membrana externa. Por ejemplo, cuando el hierro limita el crecimiento, se ha observado la inducción de la síntesis de un gran número de proteínas; algunas de estas actúan como receptoras por la afinidad de adsorción de sideróforos.

Ecología de Azospirillum en el suelo y en la rizosfera

Azospirillum es una bacteria de amplia distribución, puede ser encontrada en áreas tropicales, en áreas de climas templados y fríos (Döbereiner *et al.*, 1976) e inclusive en tundras y sitios semidesérticos del casquete polar ártico. Ha sido aislada particularmente de la rizosfera de la superficie de la raíz y en menor grado del interior de la raíz, se conoce bien su relación con las plantas pero poco acerca de la amplitud de su nicho ecológico y es capaz de multiplicarse sin estar asociada a la planta.

La sobrevivencia de *Azospirillum* en suelos ha sido reconocida como una de las preguntas básicas a responder, debido a la inconsistencia de las evidencias reportadas. Recientemente, se evaluó la sobrevivencia de *A. brasilense* Cd y Sp-245 en la rizosfera de plantas de trigo y tomate en 23 tipos de

suelos provenientes de un amplio rango de ambientes de Israel y México (Bashan et al., 1995). Sus conclusiones fueron que *A. brasilense* Cd sobrevive pobremente en la mayoría de los suelos por períodos de tiempo prolongados y que fuera de la rizosfera, la cantidad de arena y calcio determinan el grado de sobrevivencia de la bacteria en el suelo.

Estudios sobre la fisiología de la bacteria han sugerido la existencia de alternativas fisiológicas que podrían operar a fin de que *Azospirillum* sobreviva bajo condiciones ambientales desfavorables, como son enquistamiento, acumulación de poli- β -hidroxibutirato, producción de melanina, o protección dentro de esporas micorrízicas (Del Gallo y Fendrik, 1994). Durante la época de los setentas y ochentas, se consideraba que el rango de hospederos de *Azospirillum* era específico para especies de cereales, sin embargo, posteriormente se encontró que abarca el sistema radicular de una variedad amplia de especies vegetales (Bashan et al., 1989; Crossman y Hill, 1987; Mascarua *et al.*, 1988; Hadas y Okon, 1987; Puente y Bashan, 1993; Rao et al., 1990).

Adhesión

Evidencias experimentales han puesto de manifiesto que los microorganismos tienen primero que adherirse a células o tejidos vegetales o animales para poder colonizar. El éxito de la colonización o de la infección dependerá de la habilidad que tenga el microorganismo para adherirse a una superficie sólida. Las estructuras o componentes de los microorganismos que comúnmente están involucrados en el proceso de adhesión son: fimbria, flagelo, lectinas, lipopolisacáridos, hidrofobinas (Ofek y Doyle, 1994).

La capacidad de *Azospirillum* para colonizar la rizosfera, aunque no es completamente entendido, se presume que depende de algunas propiedades de las bacterias como quimiotaxis, hacia exudados de raíz, un metabolismo versátil incluyendo fijación nitrógeno, antagonismo hacia competencia con microorganismos, formación de quistes permitiendo sobrevivir bajo condiciones adversas, y más importante, la habilidad para ligar las raíces de las plantas y partículas del suelo, ha sugerido que la unión de *Azospirillum* a raíces involucra dos fases distintas: adsorción y anclaje (Michiels *et al.*, 1991). Sin embargo, no está claro como se lleva a cabo la adhesión inicial o adsorción de *Azospirillum* a raíces de pastos u otras plantas, aunque la etapa de anclaje está mucho mejor caracterizada (Gafny *et al.*, 1986). Componentes de la cápsula de la bacteria como glicoproteínas, polisacáridos y organelos como fimbria y flagelo se supone están involucrados en los procesos de anclaje (Madi *et al.*, 1988). Los polisacáridos fueron las primeras moléculas que se reportaron como candidatos involucrados en los procesos de adhesión de *Azospirillum* a tejidos vegetales, e inclusive, para formar agregados celulares

de ella misma bajo ciertas condiciones de cultivo en medios ricos en fructosa como fuentes de carbono y KNO_3 como fuente de nitrógeno (Sadasivan y Neyra, 1987). Los autores creen que está relacionado con la producción de polímeros exocelulares, particularmente β -polisacáridos y que posiblemente también están involucrados en la adhesión a otras superficies. Posteriormente, Madis y Henis (1989) encontraron que compuestos de naturaleza proteica estaban involucrados en procesos de adhesión celular, al observar que *A. Azospirillum Cd.* forma agregados conectados con proteínas.

Fijación de Nitrógeno

Se ha calculado que el total de N_2 fijado por los microorganismos diazotróficos es del orden de 1011 kg año^{-1} , alrededor del 60% del nitrógeno fijado de nuevo en el planeta Tierra. La luz y la radiación ultravioleta fijan otro 15%, y el 25% restante proviene de procesos industriales. La fijación biológica de nitrógeno se define como la reducción del nitrógeno atmosférico a amonio realizada por un grupo de bacterias, las cuales han evolucionado hacia sistemas enzimáticos complejos para la reducción del N_2 a NH_4 . Estos microbios del suelo incluyen dos variedades: los fijadores de nitrógeno de vida libre que generan amonio para su propio uso y los fijadores de nitrógeno simbióticos que fijan nitrógeno asociados con plantas y proveen a la planta de nitrógeno a cambio de carbono y de un hábitat de protección. Esta última variedad incluye las bacterias Gram negativas: *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium*, que se asocian con algunas plantas leguminosas, bacterias del género *Azospirillum*, *Azotobacter*, que se asocian con plantas de cereales; la bacteria gram positiva *Frankia*, que se asocia con ciertos árboles de crecimiento rápido y cianobacterias, que se asocian con helechos acuáticos. La enzima responsable de la reducción de N_2 a NH_4 es el complejo de la nitrogenasa, la cual está formada por tres diferentes polipéptidos. Se han encontrado diferentes sistemas de nitrogenasa en diversos microorganismos, los cuales difieren, por ejemplo, en su especificidad por metales. La meta de la investigación en la fijación biológica de nitrógeno es contribuir al desarrollo de la agricultura. Actualmente, se producen fertilizantes biológicos con *Rizhobium* como inoculantes efectivos para ciertos cultivos de leguminosas

Aplicación en la agricultura experimental

Las bacterias del género *Azospirillum* poseen la capacidad de fijar N_2 atmosférico lo cual proporciona a las plantas nitrógeno asimilable- y de promover la liberación de hormonas, como ácido indolacético (AIA) y auxinas, lo que da como resultado una estimulación para la ramificación de las raíces y desarrollo de pelos radiculares (33-40%), adicionales. Además, se ha sugerido que están involucradas

en una mejor absorción de minerales y agua por parte de la planta lo que contribuye al crecimiento y aumento del rendimiento de las plantas (Kapulnik et al., 1981; Bashan y Holguin, 1997 b).

Los resultados experimentales y prácticos en el uso de las especies de *Azospirillum* han concluido que estas especies son capaces de promover la producción agrícola en diferentes suelos y condiciones de clima. El efecto de *Azospirillum* sobre las plantas parece ocurrir al inicio del desarrollo y la intensidad de dicho efecto depende de las condiciones del medio ambiente, del suelo, de la especie de vegetal, de las formas de cultivo y de la concentración óptima del inóculo (1×10^5 a 1×10^8 unidades formadoras de colonias (UFC/semilla o planta) (Bashan et al., 1989). Los resultados han sido significativos en varios parámetros de crecimiento, los cuales en numerosos casos aumentan el rendimiento del cultivo desde un 5% hasta un 30%, cuando reemplazan fertilizantes con alto porcentaje de nitrógeno (Okon y Labandera, 1994).

En la Universidad Autónoma de Puebla se inocularon grandes extensiones de suelos agrícolas cultivados con maíz y trigo con diferentes cepas de *Azospirillum* obteniéndose incrementos significativos en el rendimiento de la cosecha de ambos granos. Los estudios demostraron que la inoculación en *Triticum aestivum* L. con una cepa de *Azospirillum* brasilense, aislada de la rizósfera de *Brachiaria mutica*, mostró mejores resultados que la inoculación con cepas de colecciones aisladas de otras partes del mundo (Okon y Labandera, 1994). Otro estudio demostró que la respuesta de inoculaciones de *Azospirillum* spp es influenciada por fertilizantes a base de N, P y K, ya que estos incrementan la población de esta bacteria, lo cual repercute en una mayor producción de biomasa en las plantas (Kapulnik et al., 1981).

Actualmente en zonas agrícolas donde el efecto de sales es un problema, de los diferentes géneros se destaca *Azospirillum halopraeferens* cuya característica importante es su adaptación a suelos o ambientes con altos contenidos de sales, debido a que posee un mecanismo osmótico para regular la acumulación de solutos orgánicos; esta propiedad es importante en este tipo de microorganismos, ya que los suelos agrícolas de zonas áridas son afectados por problemas de salinidad. Rueda *et al.*, (1993 y 1994) reportan que la inoculación de bacterias halotolerantes tales como *A. halopraeferens* a plantas que se desarrollan en ambientes áridos salinos, son una opción a la fertilización química-nitrogenada, repercutiendo en efectos del tipo de producción como del tipo ambiental.

CONCLUSIONES

La agricultura a nivel mundial, constituye una actividad fundamental para la subsistencia de la población humana. Diversos factores han conducido a un proceso de deterioro de sus escasos recursos

y a una creciente dificultad para renovarlos. El suelo como base de los recursos y de la producción se encuentra enmarcado en un ambiente complejo, heterogéneo y frágil, que evidencia una alta susceptibilidad a la erosión y una baja fertilidad natural, con efectos en la producción de los cultivos, en la productividad del trabajo y en la factibilidad del establecimiento de sistemas productivos sustentables. La recuperación y el mantenimiento de la fertilidad de los suelos sobre una base sostenible constituyen un factor de gran importancia en el desarrollo de la producción agropecuaria mundial. De ahí la importancia de intensificar los estudios que permitan mejorar su estabilidad y productividad a largo plazo. La agricultura orgánica se ha caracterizado por hacer un uso integral y diversificado de los recursos naturales, en un ambiente fluctuante y restrictivo. La agricultura orgánica permite nuevas estrategias en el manejo de los recursos que están siendo actualmente utilizadas por los nuevos sistemas de producción agrícola. Entre las estrategias se encuentran el uso de biofertilizantes que apoyan el uso sostenido de los recursos en los sistemas productivos.

En los últimos años, la utilización de biofertilizantes en la producción de cultivos es una práctica en amplia expansión. Existe un grupo específico de bacterias que se han denominado de diversas formas, pero la más aceptada y difundida es la de bacterias promotoras del crecimiento de las planta. Estos biofertilizantes han presentado diversos efectos sobre los cultivos y sobre la rizósfera, incrementando significativamente la producción agrícola y aplicando dosis bajas de fertilizantes a las recomendadas de manera tradicional. Resultados que enfatizan y orientan al productor e investigador a seguir estudiándolos en su interacción, ampliando la gama de estos microorganismos y evaluando su inoculación.

BIBLIOGRAFÍA

- Agrupación orgánica de Chile. 2002. Agricultura orgánica. Edit. Comité de la oficina Regional para América Latina y el Caribe. Chile. 219 p.
- Bally, R., Thomas-Bauzon, D., Heullin, T., Balandreau, J. 1983. Determination of the most frequent N₂-fixing bacteria in a rice rizosphere. *Can. J. Microbiol.* 29:881-887.
- Bashan, Y., Sing, M., Levanony, H. 1989. Contribution of *Azospirillum brasilense* Cd to growth of tomato seedlings is not through nitrogen fixation. *Canadian Journal of Botany.* 67: 2429-2434.
- Bashan, Y., Dubrovsky, J.G. 1996. *Azospirillum* spp. Participation in dry matter partitioning in grasses at the whole plant level. *Biology and Fertility of Soils* 23: 435-440.

- Bashan, Y., Holguin, G. (1997 a). Azospirillum-plant relationships: environmental and physiological advances (1990-1996). *Can J Microbiol.* 3: 103-121.
- Bashan, Y., Holguin, G. (1997 b). Short-and medium term avenues for Azospirillum inoculation. In: *Plant Growth-Promoting Rhizobacteria-present status and future prospects.* (Eds) A. Ogoshi, K. Kobayashi, Y. Homma, F. Kodama, N. Kondo and S. Akino. Published by: Faculty of Agriculture, Hokkaido University, Sapporo, Japan. Pp. 130-149.
- Bashan, Y., Levanony, H. 1990. Current status of Azospirillum inoculation technology: Azospirillum as a challenge for agriculture. *Can. J. Microbiol.* 36: 591-608.
- Bashan, Y., Puente, M.E., Rodríguez-Mendoza, M.N., Toledo, G., Holguín, G., Ferrera-Cerrato, R., Pedrin, S. 1995. Survival of Azospirillum brasilense in the bulk soil and rhizosphere of 23 soil types. *App. Environ. Microbiol.* 61:1938-1945.
- Becking, J. H. 1963. Fixation of molecular nitrogen by an aerobic Vibrio or Spirillum. *Antonie van Leewenhoek. J. Microbiol. Serol.* 29:326.
- Brown, M. E. 1982. Nitrogen fixation by free-living bacteria associated with plants-fact or fiction? In: *Bacteria and plants.* M.E. Rhodes-Robert y J.A. Skinner (Eds). Academic Press New York. Pp. 25-41.
- Castellanos, T., Ascencio, F., Bashan, Y. 1997. Bacterial cell-surface hydrophobicity, charge, and lectins as possible means for the initial attachment of Azospirillum spp. to surfaces. In: *Plant Growth-Promoting Rhizobacteria-presents status and future prospects.* (Eds) A. Ogoshi, K. Kobayashi, Y. Homma, F. Kodama, N. Kondo and S. Akino. Published by: Faculty of Agriculture, Hokkaido University, Sapporo, Japan. Pp. 389-393.
- Crossman, S.M., W.A. Hill. 1987. Inoculation of sweet potato with Azospirillum. *Hort. Sci.* 22:420-422.
- Del Gallo, M., Fabbri, P. 1990. Inoculation of Azospirillum brasilense Cd on chick Pea (*Cicer arietinum*). *Symbiosis* 9:283-287. Balaban Publishers, Philadelphia/Rehovot.
- Del Gallo and Fendrik. 1994 *The rhizosphere and Azospirillum.* In: *Azospirillum plant associations.* Edited by Y. Okon. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. pp. 57-75.
- Döbereiner, J., Day, J.M. 1976. Associative symbioses in Tropical grasses; Characterization of microorganisms and dinitrogen-fixing sites. p. 518-538. In: W. E. Newton and C.J. Nyman (Ed.) *Proceeding of the First International Symposium on Nitrogen-Fixation*, vol. 2 Washington State University. Press Pulman.

- Dubrovsky, J.G., Puente, M.E., Bashan, Y. 1994. Arabidopsis Thaliana as a model system for the study of the effect of inoculation by Azospirillum brasilense Sp-245 on root hair growth. Soil Biol. Biochem. Vol 26, No. 12, pp. 1657-1664.
- Gafny, R., Y. Okon, Y. Kapulnik. 1986. Adsorption of Azospirillum brasilense to corn roots. Soil Biol. Biochem. 18:69-75.
- García de Salomone, Döbereiner, J. 1996. Maize genotype effects on the response to Azospirillum inoculation. Biol. Fertil. Soils. 21: 193-196.
- Gaskins, M., Albretch S., Hubbel D. 1985. Rhizosphere bacteria and their use to increase plant productivity: A review. Agriculture Ecosystems and Environment 12: 99-116.
- Glick, B.R., Patten, C.L., Holguin, G., Penrose, D.M. 1999. Siderophores. In: Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth- promoting bacteria. Imperial College Press, London. 560 p.
- Hadas, R., Y. Okon. 1987. Effect of Azospirillum brasilense inoculation on root morphology and respiration in tomato seedling. Biol. Fertil Soil 5: 241-247.
- Holguin, G., Bashan, Y. 1996. Nitrogen-fixation by Azospirillum brasilense Cd is promoted when co-cultured with a mangrove rhizosphere bacterium (Staphylococcus sp.) Soil Biology and Biochemistry 28: 1651-1660.
- <http://www.cifn.unam.mx/literature/folleto/cap3.esp.html#Biological>).
- Izquierdo J., Crampi L., De García E. 2002. Biotecnología apropiable: racionalidad de su desarrollo y aplicación en América Latina y el Caribe. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Santiago de Chile. 250 p.
- Kapulnik, Y., Sarig, S., Nur, I., Okon, Y., Kiegel, J., Henis Y. 1981. Yield increases in summer cereal crops of Israeli Fields inoculated with Azospirillum. Experimental Agriculture 17 179-187.
- Kloepper, J., Schippers, B., Bakker, P. 1992. Proposed elimination of the term endorhizosphere. Phytopathology, 82: 726-727.
- Levanony, H., Bashan, Y., Romano, B., Klein, E. 1989. Ultrastructural localization and identification of Azospirillum brasilense Cd on and within wheat root by immuno-gold labeling. Plant and Soil. 117:207-218.
- Lifshitz, R., Loepper, J., Scher, F., Laliberte, M. 1986. Nitrogen fixing pseudomonas isolated from roots of plants grown in the Canadian high arctic. Appl. Environ. Microbiol. 51: 251-255.
- Madi, L., Y. Henis. 1989. Aggregation in Azospirillum brasilense Cd: conditions and factors involved in cell-to-cell adhesion. Plant and Soil 115: 89-98.

- Madi, L., M. Kessel, E. Sadovnik, Y. Henis 1988. Electron microscopic studies of aggregation and pellicle formation in *Azospirillum* spp. *Plant and Soil*. 109: 115-121.
- Mascarrua-Esparza, M.A., R. Villa-Gonzalez, J. Caballero-Mellado. 1988. Acetylene reduction and indolacetic acid production by *Azospirillum* isolated from Cactaceous plants. *Plant & Soil* 106:91-95.
- Michiel, K., Chris, L., Jos Vanderleyden. 1991. Two different modes of attachment of *Azospirillum brasilense* Sp7 to wheat roots. *Journal of Microbiology*, 137, 2241-2246.
- Ofek, I., R.J. Doyle. 1994. Bacterial adhesion to cells and tissues. Chapman & Hall New York.
- Okon, Y., Labandera, G.C.A. 1994. Agronomic applications of *Azospirillum* and evaluation of 20 years World wide Field Inoculation. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 26, No. 12, pp. 1591-1601.
- Okon Y., Nur, I., Henis, Y. 1983. Effect of oxygen concentration on electron transport components and microaerobic properties of *Azospirillum brasilense*. In: *Azospirillum II, Genetics, Physiology, Ecology* (W. Klingmuller, Ed.). Birkhauser Verlag, Basel, pp. 115-126.
- Puente, M.E., Y. Bashan. 1993. Effect of inoculation with *Azospirillum brasilense* strains on the germination and seedling of the giant columnar cactus (*Pachycereus pringlei*). *Symbiosis* 15:49-60.
- Quispel, A. 1991. A critical evaluation of prospects for nitrogen fixation with non-legumes. *Plant and Soil* 137: 1-11.
- Rao, P.S.K., V. Arrunachalan, K.V.B.R. Tilak. 1990. Genotype dependent response to *Azospirillum* treatment in yield and nitrogenase activity in *Brassica juncea* L. *Curr. Sci.* 59:607-609.
- Rennie, R.J., Thomas, J.B. 1987. ¹⁵N-determined effect of inoculation with N₂ fixing bacteria on nitrogen assimilation in western Canadian wheats. *Plant and Soil*, 100:213-223.
- Rueda-Puente, E., Castellanos, T., Troyo-Diéguez, E., Díaz de León-Alvarez, J. L., Murillo-Amador, B. 2003. Effects of a nitrogen-fixing indigenous bacterium (*Klebsiella pneumoniae*) on the growth and development of the halophyte *Salicornia bigelovii* as a new crop for saline environments. *J Agronomy and Crop Science* 189 (5):323-332.
- Sadasivan, L., C. A. Neyra. 1987. Cyst production and brown pigment formation in aging cultures of *Azospirillum brasilense*. ATCC 29145. *Journal Bacteriol.* 169:1670-1677.
- Tapia-Hernández, A., Mascarúa-Esparza, M.A., Caballero-Mellado, J. 1990. Production of bacteriocins and siderophore-like activity by *Azospirillum brasilense*. *Microbios* 64:73-83. Great Britain.

Tient, T.M., Gaskinns, M.H., Hubbel, D.H. 1979. Plant growth substances produced by Azospirillum brasilense and their effect on the growth of pearl Millet (Pennisetum americanum) Appl. Environmen Microbiol., 37:1016-1024.

CAPÍTULO IV

IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO EN LA CALIDAD DE SUELO Y PRODUCCIÓN DE TOMATE (*Lycopersicon sculentum* Mill)

Cirilo Vázquez Vázquez¹, Enrique Salazar Sosa¹, Juan Antonio Leos Rodríguez², Manuel Fortis Hernández³, José D. López Martínez¹, Rafael Zúñiga Tarango e Ignacio Orona Castillo¹.

¹ Profesor Investigador. División de Estudios de Posgrado, Facultad de Agricultura y Zootecnia – Universidad Juárez del Estado de Durango. (FAZ-UJED) Apartado Postal 142-2. Gómez Palacio, Durango. cirvaz60@hotmail.com

² Profesor Investigador. División de Ciencias Económico Administrativas, Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Chapingo, Estado de México

³ Profesor Investigador. Subdirección de Investigación y Graduados Agropecuarios, Instituto Tecnológico de Torreón (SIGA-ITT). Torreón, Coahuila

INTRODUCCIÓN

El suelo contiene elementos cuyo ciclo es básicamente biológico, como son el nitrógeno (N) y el azufre (S), los cuales mediante la aplicación de estiércol incrementan su disponibilidad a formas inorgánicas, aprovechables por la planta y para los microorganismos del suelo (Pratt, 1990). En la actualidad el uso excesivo de fertilizantes químicos y la poca utilización de abonos orgánicos ha traído consigo el deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Por otro lado se ha generado poca tecnología para utilizar este valioso desecho de la actividad pecuaria. En la Comarca Lagunera, región desértica ubicada al norte de México, el estiércol de bovino se utiliza de manera inadecuada ya que se aplica en forma excesiva provocando la salinidad del suelo y la lixiviación de nitratos (Salazar *et al.*, 2002a).

Por otra parte, el acolchado plástico es una técnica que se utiliza para conservar la humedad del suelo, aumentar la temperatura del suelo, incrementar la disponibilidad de nutrimentos para la planta, entre

otras ventajas; sin embargo, existen pocos estudios en México que presenten los datos cuantitativos sobre la bondad de los plásticos en el grado de descomposición del estiércol y cómo ésta es afectada por la humedad y la temperatura del suelo, determinantes importantes en este proceso (Chen and Katan, 1980; Ibarra, 1991; Abdul-Baki *et al.*, 1996; Teasdale y Abdul-Baki, 1997; Salazar *et al.*, 2002b).

Aunado a lo anterior es ya una urgencia en la Comarca Lagunera el cambio del sistema de riego tradicional (por inundación o gravedad) hacia un sistema de riego presurizado ya que el abatimiento de los mantos acuíferos está en incremento año con año. Se estima que la recarga es 50 % menor que la extracción (CNA, 2001).

En esta región se localiza una de las cuencas lecheras más importantes del país, con más de 400,000 cabezas de ganado bovino de las cuales alrededor de 200,000 están en producción. La generación de estiércol seco es de 3 a 4 kg día⁻¹/cabeza, lo que representa sólo en este tipo de ganado cerca de un millón de kg de estiércol seco por día (SAGARPA, 2001).

En esta Comarca los productores que disponen de estiércol lo utilizan de una manera indiscriminada aplicando dosis altas de 200 a 250 toneladas por año por hectárea, lo anterior hace necesario llevar a cabo análisis del balance salino y de la calidad del suelo en los terrenos donde se aplica el estiércol, para que se dosifique y maneje adecuadamente *in-situ* debido a que el estiércol presenta una alta capacidad de intercambio catiónico y a medida que se va descomponiendo o biodegradando se van liberando iones que afectan a la fertilidad natural del suelo, generando salinidad y sodicidad. Esto puede ser una desventaja y llegar a tener efectos directos en la productividad de los cultivos que se establezcan (Paul and Clark, 1989).

Se puede mencionar que los principales problemas con respecto al estiércol son: falta de conocimiento técnico para aprovechar los residuos de estiércoles, dosificación inadecuada, desconocimiento técnico sobre el efecto de la aplicación continua de los estiércoles al suelo, así como también sobre el grado de biodegradación del estiércol a través del tiempo y su impacto en la planta (Castellanos *et al.*, 1996; Salazar *et al.*, 2002b).

El tomate en México se considera como la especie hortícola más importante debido a que se adapta a casi todas las regiones del país (Bareiro, 1995) y ocupa una gran cantidad de mano de obra. En esta región se destinan 750 ha para su producción, de éstas el 95% de la producción de tomate del Estado de Coahuila se cosecha en la Comarca Lagunera, lo mismo ocurre con la producción estatal de Durango (SAGARPA, 2001).

En base a lo anterior se inició este estudio como parte de un experimento a largo plazo para llevar a cabo una cuantificación *in-situ* sobre la descomposición del estiércol bajo un sistema de producción

específico y así estar en condiciones de contribuir a una agricultura sustentable en la región. El objetivo de este estudio fue el determinar el impacto de la aplicación del estiércol en el suelo y en la producción de tomate bajo riego por goteo con y sin acolchado y así poder mejorar el sistema de producción actual de la Comarca Lagunera.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en dos etapas; en la primera se plantó tomate en el ciclo primavera-verano de 1998 bajo riego superficial, y en 1999, se estableció bajo riego con cintilla, acolchado con plástico negro y estiércol de bovino. El trabajo se realizó en el Campo Agrícola Experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia (CAE-FAZ-UJED), localizada en el Km 30 de la Carretera Gómez Palacio-Tlahualilo en el Ejido Venecia, Municipio de Gómez Palacio, Durango. El clima según la clasificación de Köppen, modificado por García (1978) es desértico (BW), un clima árido con un promedio anual de precipitación de 230 mm y una temperatura media anual de 20.7 °C. Para las muestras de análisis de suelo y humedad se utilizó barrena de caja y California. También se utilizaron termómetros manuales tipo SA08XN para la medición de la temperatura del suelo.

Diseño Experimental

Los espacios de exploración fueron los siguientes:

Factor A (acolchado plástico negro)	Factor B (estiércol de bovino)
Acolchado A1	B1 = 0 t ha ⁻¹ (testigo)
	B2 = 40 t ha ⁻¹
	B3 = 80 t ha ⁻¹
Sin Acolchar A2	B4 = 120 t ha ⁻¹
	B5 = 160 t ha ⁻¹
	B6 = 100-60-00 (fertilización química)

Los tratamientos fueron 12 identificados de la siguiente manera: T1=A1B1; T2=A1B2; T3=A1B3; T4=A1B4; T5=A1B5; T6=A1B6; T7=A2B1; T8=A2B2; T9=A2B3; T10=A2B4; T11=A2B5 y T12=A2B6.

En la distribución de los tratamientos en campo se utilizó un diseño de bloques al azar con arreglo en franjas con tres repeticiones dado un gradiente de humedad del suelo. La unidad experimental contó con 6 m de ancho por 8 m de largo dando un área de 48 m². En los dos años de estudio (1998 y 1999)

se realizaron labores de barbecho a 30 cm de profundidad, rastreo, nivelación y preparación de camas antes del establecimiento.

En ambos años para el tratamiento de fertilización química se utilizó la fórmula 100-60-00 (la cual es la utilizada a criterio por el productor) aplicando todo el fósforo y la mitad del nitrógeno al trasplante y la otra mitad del nitrógeno 45 días después del trasplante. La fuente de nitrógeno fue urea (46-00-00) y la de fósforo fue MAP (Fosfato monoamónico). Con respecto al estiércol, este se obtuvo del establo de la Facultad de Agricultura y Zootecnia y se aplicó un mes antes del trasplante. Se plantó el cultivo de tomate usando la variedad Saladette Río Grande a una distancia de 40 cm entre plantas y entre hileras de 1.8 m forma común en la región y se seleccionó este híbrido por ser el que se recomienda en la región.

El acolchado plástico se llevó a cabo con una máquina aplicadora la cual se acopla a un tractor por medio de un enganche de 3 puntos. Esta desenrolla, tiende y estira el plástico a una velocidad de 3 km hr⁻¹ y a la vez va enterrando la cintilla.

El acolchado quedó en camas de 1.8 m de ancho, 0.25 m de alto por 60 m de longitud y la cinta de riego se enterró a 10 cm de profundidad con orificios. Una vez humedecido el suelo se procedió a hacer los orificios de 3 pulgadas de diámetro cada 40 cm, espacio donde se transplantó el tomate. La plántula se obtuvo de semilla sembrada en charolas de 200 cavidades con el sustrato germinaza en el invernadero de la FAZ el 15 de febrero de 1998 y se transplantó el 30 de abril. Para el año 1999 se compró la planta de invernaderos ubicados en Matamoros, Coahuila.

Características físico-químicas del Estiércol.

Los cuadros del 2 al 4 muestran las características físicas y químicas del estiércol de bovino para cuatro muestras tomadas a diferentes profundidades de una pila de 1 m de alto. Este análisis sólo se realizó en 1998.

Como el estiércol en su composición no solo lleva la parte sólida que desecha el animal, sino también otras sustancias como la orina, paja, etc., es importante tener una referencia lo mas completa posible de todos los elementos solubles e intercambiables, y así estar en condiciones de explicar los posibles cambios físicos, químicos, y biológicos que ocurrirán en el suelo después de la aplicación de estiércol. Por ejemplo, el por ciento de Sodio intercambiable es extremadamente alto y rebasa los límites permisibles del suelo (15%). Otro factores como la conductividad eléctrica, la cual está en un

rango de 5.52 a 7.72 Dsm^{-1} , que rebasa también los límites permisibles del suelo; esto indica que la concentración salina del estiércol es alta debido a las dietas que se les da a los animales las cuales son muy ricas en sales. Esto justifica aún más el estudio porque dosificar y observar la descomposición del estiércol es ya una necesidad en la región Lagunera, ya que el productor de leche lo está aplicando en cantidades muy altas que rebasan las 200 ton ha^{-1} y esto tiende a salinizar al suelo pero lo más crítico es que lo sodifica, contaminando este recurso con efectos reversibles pero de recuperación costosa.

Cuadro 2. Características físicas del estiércol bovino.

Numero de Muestra	Profundidad Cm.	Temperatura °C	Densidad aparente grs $(\text{cm}^3)^{-1}$	P. S % Humedad
1	0-15	32	0.44	50.3
2	15-30	44	0.46	28.7
3	30-45	45	0.49	28.5
4	45-60	44	0.46	22.4

Cuadro 3. Características químicas (intercambiables) del estiércol bovino.

Numero Muestra	Prof. Cm	%N total	P X	K %	Ca %	Mg %	Na %	Mn Ppm	Fe Ppm	Zn Ppm	Cu Ppm	Bo Ppm
1	0-15	1.51	0.356	3.27	3.38	0.71	0.97	560	10960	200	49	390
2	15-30	1.39	0.388	3.32	3.47	0.76	1.02	620	12300	198	45	450
3	30-45	1.3	0.344	3.4	3.41	0.72	1.07	600	11250	206	53	410
4	45-60	1.27	0.358	3.3	3.31	0.71	0.98	590	11200	198	47	400

Cuadro 4. Características químicas (solubles) del estiércol bovino 2003.

Numero Muestra	Profundidad Cm	pH	Ca Meq /I	Mg Meq /I	Na Meq /I	RAS	PSI	C.E. Dsm^{-1}
1	0-15	8.09	4.04	0.74	31.52	20.4	22.4	6.87
2	15-30	8.2	4.11	0.68	32.17	20.8	22.7	7.72
3	30-45	8.27	4.1	0.61	31.35	20.4	22.4	7.76
4	45-60	8.04	3.96	0.67	32.87	21.6	23.4	5.52

VARIABLES MEDIDAS EN SUELO Y PLANTA

Las variables medidas en suelo y planta se muestran en los cuadros 5 y 6

Cuadro 5. Variables medidas en el suelo en el cultivo de tomate en 1998 y 1999 (CAE-FAZ-UJED).

Variables	Unidad	Época de muestreo	Método
Conductividad eléctrica	(dS m ⁻¹)	Antes y después del cada ciclo vegetativo	Conductímetro digital
Materia orgánica	(%)	Antes y después del cada ciclo vegetativo	Walkley y Black
Potencial Hidrógeno		Antes y después del cada ciclo vegetativo	Potenciómetro digital
Temperatura del suelo	(°C)	Diez veces a través del ciclo 3 de la tarde	Termómetros
Humedad del suelo	(%)	Antes de regar (sólo para 1999) a floración	
Amonio	mg kg ⁻¹	Inicio y final del ciclo vegetativo	Kjehndal
Nitratos	mg kg ⁻¹	Inicio y final del ciclo vegetativo	Ácido fenoldisulfónico

Las variables evaluadas a la cosecha que fueron medidas en 1998 y en 1999 se muestran en el cuadro 6.

Cuadro 6. Variables medidas en 1998 y 1999 en la planta de tomate (CAE-FAZ-UJED).

Variable	Época de muestreo
Rendimiento	a cosecha
No. de frutos por tratamiento	a cosecha
Peso de frutos por tratamiento	a cosecha
Clasificación de frutos por categorías para evaluar calidad.	a cosecha

Para evaluar la mineralización del estiércol por tratamiento se realizaron dos muestreos por ciclo vegetativo del cultivo para determinar en el laboratorio la cantidad de amonio ($N-NH_4^+$) y nitratos ($N-NO_3^-$). El análisis estadístico se realizó con el paquete computacional Statistical Analysis System Ver. 6.18 (1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características físicas del suelo en 1998 (antes de aplicar el estiércol)

En el Cuadro 7 se observan las características físicas del suelo en el cual se estableció el experimento. Los resultados indican que es un suelo arcilloso hasta la profundidad de 90 cm y franco arcilloso de 90-120 cm lo cual manifiesta que este tipo de suelo retiene nutrientes y agua en forma significativa para el cultivo comparado con cualquier otro tipo de suelo mineral, ya que su agua disponible (CC y PMP) es alta en comparación con las otras diez clases texturales que existen (Cadahia, 1998).

Cuadro 7. Características físicas del suelo al inicio del experimento (CAE-FAZ-UJED,1998).

Profundidad (cm)	Arena %	Limo %	Arcilla %	Clase Textural	CC	PMP	HA
0 – 15	14.08	28.00	57.92	Arcilloso	39.0	21.7	17.3
15 – 30	13.54	25.00	61.46	Arcilloso	39.5	21.4	18.1
30 – 60	11.18	30.00	58.82	Arcilloso	39.5	21.5	18.0
60 – 90	12.57	36.00	51.43	Arcilloso	39.7	21.6	18.1
90 – 120	37.72	27.00	35.28	Franco Arcilloso			

Características físico-químicas del suelo antes de aplicar el estiércol en 1998

En el Cuadro 8, se muestran las características químicas del suelo. El pH en general es alcalino entre 0 a 120 cm de profundidad, el valor de materia orgánica es pobre (2.1%) en el estrato de 0-30 cm. y disminuye hasta 0.51 % de 90-120 cm de profundidad. El valor de CE (1.5 dS m^{-1}) es normal para el establecimiento de cualquier cultivo agrícola y al igual que la materia orgánica disminuye en los estratos siguientes. En lo referente a $N-NO_3^-$ se considera un suelo pobre ya que la concentración máxima encontrada fue de 17.5 mg kg^{-1} a 0-15 cm y baja hasta 3 mg kg^{-1} en el estrato 90-120 cm,

indicando que el suelo requiere fertilización química u orgánica para un buen desarrollo del cultivo. El contenido de fósforo se considera bajo, 10.5 mg kg^{-1} . El valor del potasio (K) $1193.7 \text{ mg kg}^{-1}$ es alto, lo cual es una característica de las regiones con suelos calcáreos. Para el valor de N-NH_4^+ , al igual que para el nitrato se clasifica como suelo pobre con menos de 14.52 mg kg^{-1} , en términos generales estos resultados son considerados como normales para los suelos de la región donde se aplica estiércol u otro componente orgánico. Los suelos de la Comarca Lagunera están comprendidos dentro del grupo Xerozem de acuerdo con la clasificación mundial, estos suelos son de color café grisáceo de bajo contenido de materia orgánica con horizontes de acumulación de yeso y cal cerca de la superficie (Romero, 1996).

Cuadro 8. Características físicas y químicas del suelo en el experimento en el CAE-FAZ UJED, 1998.

Profundidad cm	PH	MO%	CE dS m^{-1}	N- NO_3^- Mg kg^{-1}	N- NH_4^+ mg kg^{-1}
0-15	8.19	2.17	1.57	17.5	12.77
15-30	8.25	1.85	1.37	9.75	14.52
30-60	8.16	1.24	1.22	4	13.4
60-90	8.18	0.92	1.03	3.5	14.1
90-120	8.19	0.51	1.06	3	12.7

Temperatura del suelo en 1998 (a través del ciclo del cultivo)

El análisis de varianza por fecha indica que en el 72% de los casos se encontró diferencia significativa ($P < 0.05$) para el factor acolchado y temperatura del suelo; la comparación de medias muestra que el mejor tratamiento fue el acolchado plástico en las diferentes fechas de muestreo. Los tratamientos con plástico fueron mejores para la degradación del estiércol de bovino porque sus temperaturas fueron óptimas para la máxima actividad de los microorganismos (Salazar, et al. 1998). Los rangos de temperatura fueron de 30.5 a $34.1 \text{ }^\circ\text{C}$.

Para la variación de la temperatura por profundidad el mejor tratamiento para una mejor actividad enzimática fue el acolchado plástico a la profundidad de $0-7.5 \text{ cm}$ siendo la temperatura en promedio $3 \text{ }^\circ\text{C}$ mayor que sin acolchar, a medida que la profundidad es mayor disminuye la diferencia hasta un promedio de temperatura de $1 \text{ }^\circ\text{C}$ a favor del acolchado para el año de 1998. Esto refleja la

bondad del plástico sobre la temperatura del suelo lo cual es indicado como una limitante en los estudios con plásticos por algunos investigadores como Ibarra, 1991 y Abdul-Baki *et al.*, 1996.

Los valores de temperatura con acolchado plástico negro y la profundidad de 0-7.5 cm son los valores óptimos para la actividad enzimática de los microorganismos degradadores de materia orgánica, debido a una mayor retención de calor y a una menor reflexión del mismo. Valores similares de temperatura fueron encontrados por Teasdale y Abdul-Baki (1995) a estas profundidades.

En la Figura 1, se observa el comportamiento de la temperatura del suelo a la profundidad de 0 a 15 cm con y sin acolchado plástico negro, los valores de temperatura con acolchado son en promedio 4 °C mayores que sin acolchado. Los valores de temperatura del suelo con acolchado son óptimos de 30-35 °C (Abdul-Baki, 1995) para la actividad enzimática de los microorganismos, por lo tanto se espera una mayor degradación del estiércol de bovino con acolchado que sin él, tal como lo encontró Andrew (1971). La temperatura del suelo en las zonas muestreadas siempre fue mayor en los tratamientos con acolchado que sin acolchar observándose un incremento de temperatura de 3.6 a 5.5 °C.

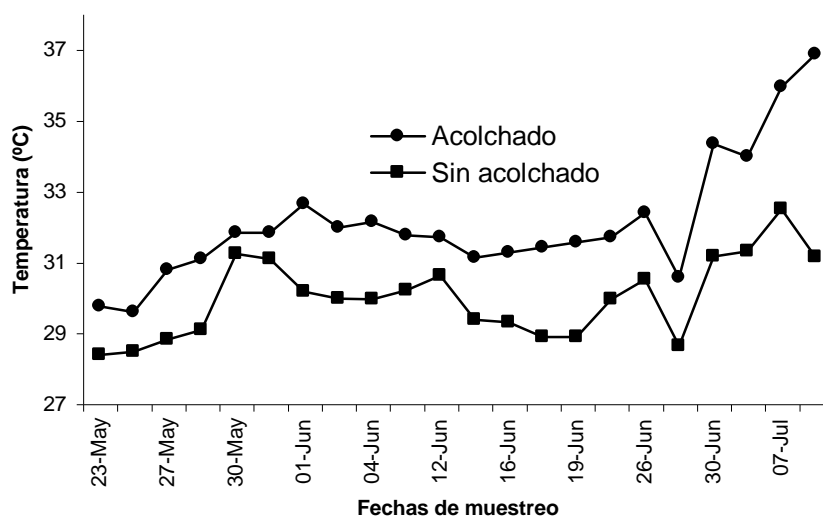


Figura 1. Temperatura promedio del suelo con y sin acolchado plástico en tomate a la profundidad de 0-15 cm en el CAE-FAZ-UJED, 1998.

En la Figura 2, se observa el promedio de la temperatura del suelo a las profundidades de 0 - 7.5 y 7.5 -15 cm. Los valores más altos de temperatura son a la menor profundidad; a medida que se incrementa la profundidad la temperatura disminuye. Resultados similares fueron encontrados por Andrew (1971) y Teasdale y Abul-Baki (1995).

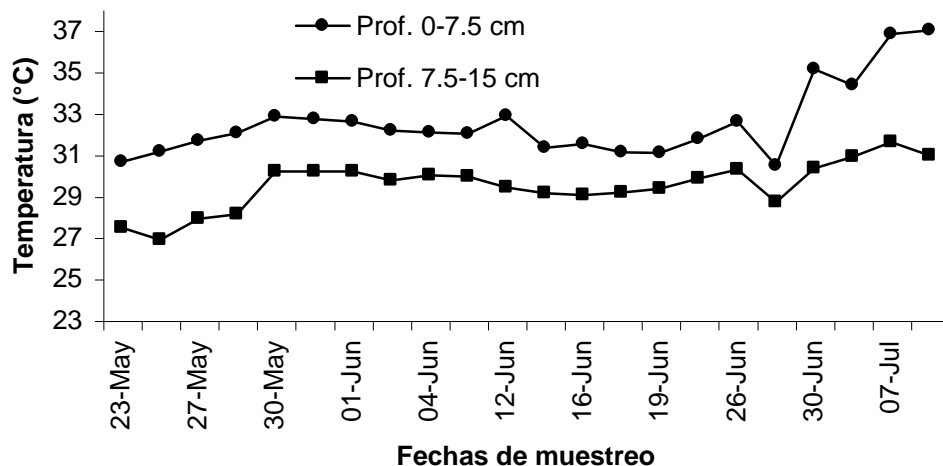


Figura 2. Temperatura del suelo promedio a dos profundidades en el cultivo de tomate en el CAE-FAZ-UJED, 1998.

Temperatura del suelo para 1999 a través del ciclo del cultivo

Para el año 1999 en promedio la temperatura fue mayor 1 °C con acolchado que sin acolchado. En este año el riego fue con cintilla, existiendo una homogeneidad en la humedad del suelo, esto pudo haber influido para que no existiera una diferencia mayor en temperatura entre los tratamientos debido a la capacidad amortiguadora de la humedad del suelo. Para la fecha del 16 de Junio existe una diferencia en temperatura de 3 °C entre las profundidades de 0-7.5 y 7.5-15cm, respectivamente. Pero la diferencia en temperatura por profundidad fue mayor estadísticamente el 3 de agosto con 5.0 °C comparados con las otras fechas (Figura 2)..

En la Figura 3, se observa la temperatura del suelo con y sin acolchado, el valor más alto de temperatura se encontró en acolchado, variando de 27 a 30 °C. Los valores sin acolchado varían de 25.5 a 28 °C en promedio, la diferencia es de aproximadamente 1.5 °C mayor en acolchado, lo cual indica que existieron mejores condiciones para la degradación del estiércol. Resultados similares fueron encontrados por Wien *et al.*, (1975) los cuales señalan que la mayor intensidad de descomposición orgánica ocurre a los 30 °C, ya que esta temperatura favorece una mayor actividad enzimática de los microorganismos.



Figura 3. Temperatura del suelo con y sin acolchado en el cultivo de tomate a la profundidad de 0-15 cm en el CAE-FAZ-UJED, 1999.

En la Figura 4, se observa que las mejores condiciones de temperatura para la actividad enzimática de los microorganismos se presentan entre los 0 – 7.5 cm, variando ésta entre los 26.5 y los 32 °C. A la profundidad de 7.5 - 15 cm la temperatura varía de 25 a 27 °C, estos valores no son óptimos para la actividad enzimática de los microorganismos por lo tanto se espera una menor biodegradación del estiércol a esta profundidad.

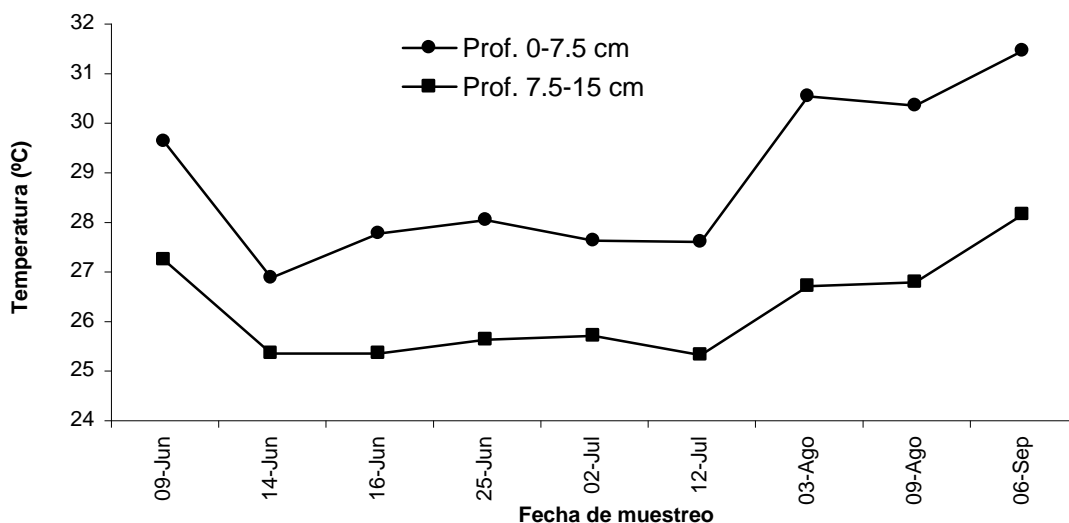


Figura 4. Temperatura promedio del suelo a dos profundidades en el cultivo del tomate en el CAE-FAZ-UJED, 1999.

Humedad de suelo en el año de 1999

La humedad del suelo con y sin acolchado por tratamiento de estiércol de bovino para la profundidad de 0-7.5 cm se observa en la Figura 5. Esta muestra una tendencia de incremento de humedad con y sin acolchado en los tratamientos con estiércol de bovino. A mayor contenido de estiércol mayor contenido de humedad, tendencias similares fueron encontradas por Colla *et al.*, (2000). Las diferencias con y sin acolchado son en promedio un 20% mayor a favor del acolchado. Es de esperarse que el cultivo del tomate con acolchado manifieste un mayor rendimiento debido a que los nutrimentos (nitrógeno inorgánico principalmente) se encuentren más disponibles para el cultivo, tal y como lo indican Rodríguez *et al.*,(1986). La temperatura, la humedad y su relación, además de otras características físico-química del suelo, condicionan la actividad de la flora y fauna microbiana afectando en forma positiva o negativa a la nitrificación. El nitrógeno distribuido en el suelo obtenido mediante la nitrificación esta casi todo a disposición de las plantas, porque bajo acolchado y haciendo un suministro adecuado del riego no hay pérdidas por percolación lo que permite incrementar la producción (Fierro, 1998).

Con relación al contenido de humedad con y sin acolchado a la profundidad de 0-7.5 cm los tratamientos con estiércol son los mejores comparados con el testigo, este contenido de humedad fue muestreado antes de la aplicación del agua. La diferencia con y sin acolchar en promedio fue de 6% de humedad mayor en acolchado. Esta diferencia es menor comparada con el estrato de 0 - 7.5 cm; sin embargo, en el estrato de 7.5 - 15 cm el acolchado sigue presentando las mejores condiciones de humedad para el desarrollo del cultivo. Los valores de humedad variaron de 21 a 31 % en acolchado; sin acolchado varían del 15 al 24%, por lo que el acolchado incrementa la capacidad de retención de la humedad y nutrientes del suelo; datos similares son reportados por Castellanos (1980) y Gutiérrez (2000), quien considera que a mayor contenido de humedad mayor contenido de abono orgánico biodegradado.

La lámina de agua total aplicada bajo el sistema de riego por cintilla para el cultivo del tomate en el año de 1999 fue de 67 cm, siendo muy similar a la reportada por Flores (1989) y desde luego con una eficiencia de más de 40 % mayor que en riego por gravedad debido a menores perdidas.

Características físico-químicas del suelo al final del ciclo vegetativo del cultivo en 1998

Al final del ciclo 1998 la comparación de medias para MO muestra que los mejores tratamientos son los de mayor contenido de estiércol: 120, 160, 80 y 40 t ha⁻¹, respectivamente. Sin embargo el valor

más alto 2.5% de MO se clasifica como pobre; en este primer año no existe todavía un incremento en materia orgánica en los sitios donde se aplicó estiércol.

Los tratamientos testigos (0 aplicación de estiércol y fertilización química) presentan los valores más bajos de materia orgánica existiendo diferencia estadística significativa con respecto a los niveles de estiércol de bovino (Cuadro 9).

Con respecto a la conductividad eléctrica (CE) el tratamiento con mayor CE es el de 160 t ha⁻¹ de estiércol con un valor de 4.9 dS m⁻¹. En estos tratamientos no existió diferencia estadística entre sí, pero sí con el de 160 t ha⁻¹ de estiércol (Cuadro 9). Estos resultados presentan tendencias similares a los encontrados por Unger y Stewart (1984) en los cuales con aplicación de estiércol encontraron incrementos de materia orgánica y conductividad eléctrica. El rango óptimo de salinidad para la producción agrícola se considera normal hasta un valor de 4 dS m⁻¹ y con el nivel de 160 t ha⁻¹ de estiércol este valor es superior, 4.9 dS m⁻¹. Esto indica que este nivel de estiércol puede presentar problemas de salinidad y más cuando en la región se aplican estas dosis cada año.

En el Cuadro 9, se observa la comparación de medias para N-NO₃⁻ en las diferentes dosis de estiércol de bovino mostrando que el mayor nivel es T5 con un valor de 46.36 mg kg⁻¹ considerándose que este suelo bajo estas condiciones tiene un nivel alto de N-NO₃⁻, por lo que ya no se necesitaría aplicar N al menos al inicio del cultivo. Con respecto a N-NH₄⁺ el tratamiento donde se encontraron las mas bajas concentraciones fue el testigo con 25.5 mg kg⁻¹.

Cuadro 9. Comparación de medias para conductividad eléctrica, M.O. y nitratos en las diferentes dosis de estiércol de bovino en el CAE-FAZ-UJED, 1998.

Niveles de Estiércol	Media CE dS * m ⁻¹	Media MO (%)	Media N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	Media N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)
T5 = 160 t ha ⁻¹	4.90 a	2.51 a	46.36 a	25.5b
T3 = 80 t ha ⁻¹	3.66 b	2.45 a	36.55 b	40.1a
T2 = 40 t ha ⁻¹	3.58 b	2.44 a	36.31 b	38.5a
T4= 120 t ha ⁻¹	3.31 b	2.27 a	36.25 b	42.1a
T6 = 100 – 60 –00	2.66 c	2.02 b	25.63 c	45.3 ^a
T1 = Testigo	2.58 c	1.97 b	22.36 c	38.2a
	∞ = 0.05 D.M.S. = 0.98	∞ = 0.05 D.M.S. = 0.330	∞ = 0.05 D.M.S. = 7.859	∞ = 0.05 D.M.S. = 7.642

Comparación de medias entre columnas con letras latinas no iguales son estadísticamente diferentes (P<0.05)

* profundidad de muestreo a 30 cm

Características químicas del suelo al final del ciclo vegetativo del cultivo en 1999

En el Cuadro 10, se observa la comparación de medias para MO, siendo el mejor tratamiento el de 160 t ha⁻¹ de estiércol con un valor de 2.90 %, seguido de los niveles de 120 y 40 t ha⁻¹ respectivamente; no existiendo diferencias entre sí, pero si con los otros tratamientos, sus valores se clasifican como intermedios; sin embargo, se nota un incremento de 1 % de MO con respecto al inicio del experimento en 1998, esto refleja la bondad del estiércol.

La conductividad eléctrica (CE) es mayor en el tratamiento de 120 t ha⁻¹ de estiércol con un valor de 6.98 dSm⁻¹ siendo estadísticamente diferente a los demás, seguido del nivel 160 t ha⁻¹ de estiércol con valor de 5.11 dSm⁻¹, ambos tratamientos rebasan los límites permisibles de 2.7 dSm⁻¹ para tomate, aunque el límite general permisible en los suelos es de 4 dSm⁻¹ y se ha encontrado que el tomate desarrolla y produce buenas cosechas no rebasando este límite (Arellano, 1999). En los tratamientos con estiércol al biodegradarse éste se liberan iones los cuales aumentan la concentración salina del suelo. Tanto la formula utilizada por el productor y el testigo se encuentran en niveles adecuados de CE para la siembra de tomate con 2.36 y 2.58 dSm⁻¹, respectivamente. Estos resultados indican que dosis superiores al los 80 kg de estiércol por hectárea no se deben de aplicar en el cultivo del tomate en el segundo año después que se inicio con la aplicación de estiércol de ganado bovino en esta región.

En el mismo cuadro se observa la comparación de medias para nitratos donde el tratamiento más alto fue el de estiércol con 160 t ha⁻¹ con un valor de 38.75 mg kg⁻¹, estadísticamente diferente al resto de los tratamientos. Una vez más se refleja la bondad del estiércol con una mayor mineralización, evidenciada por una mayor cantidad de nitratos en el suelo en este segundo año de aplicación. La tendencia es similar a lo encontrado en la Estación Experimental de Amarillo Texas (EU), durante cinco años se incrementó el nivel de MO y como consecuencia la concentración de nitratos (Mathers and Stewart, 1980).

Cuadro 10. Comparación de medias para C.E, M.O. y nitratos en las diferentes dosis de estiércol de bovino en el CAE-FAZ-UJED, 1999.

Niveles de Estiércol	Valores Promedio		
	M.O. %	C.E. dSm ⁻¹	N-NO ₃ mg kg ⁻¹
1 Testigo	1.75	2.58	7.77
2 40 t ha ⁻¹ de estiércol	2.68	3.14	8.97
3 80 t ha ⁻¹ de estiércol	2.27	3.61	21.50
4 120 t ha ⁻¹ de estiércol	2.75	6.98	19.72
5 160 t ha ⁻¹ de estiércol	2.90	5.11	38.75
6 100-60-0	1.72	2.36	9.81

Concentración del amonio para 1999 en acolchado al final del ciclo vegetativo del cultivo.

Con respecto a la concentración de amonio para la profundidad de 0-15 cm se observa en la Figura 7, que los niveles de estiércol de bovino y fertilización química son valores que oscilan entre 4.2-16.5 mg kg⁻¹ y son muy parecidos a los del inicio de experimento en 1998. Sin embargo, es importante considerar que al inicio del ciclo vegetativo del cultivo en 1999 la concentración de amonio a la misma profundidad fluctuó de 18.5-68.9 mg kg⁻¹ por lo que se manifiesta claramente en este ciclo vegetativo que el amonio fue mineralizado en el transcurso del tiempo. La movilidad del ion amonio en el suelo es en gran medida inferior a la del nitrato, así mismo, la concentración de nitrato en la solución del suelo es mayor que la de amonio (Mengel y Kirby, 1982).

En la Figura 8, se observa la concentración de amonio para la profundidad de 15-30 cm con y sin acolchado para final de 1999. Las concentraciones de amonio fluctuaron entre 5-18 mg kg⁻¹ muy similares a las del inicio del experimento en 1998, con y sin acolchado. Esto refleja de manera clara que a esta profundidad se presentó una mineralización de amonio, siendo el nivel de estiércol de 40 t ha⁻¹ con acolchado el más alto con 18 mg kg⁻¹.

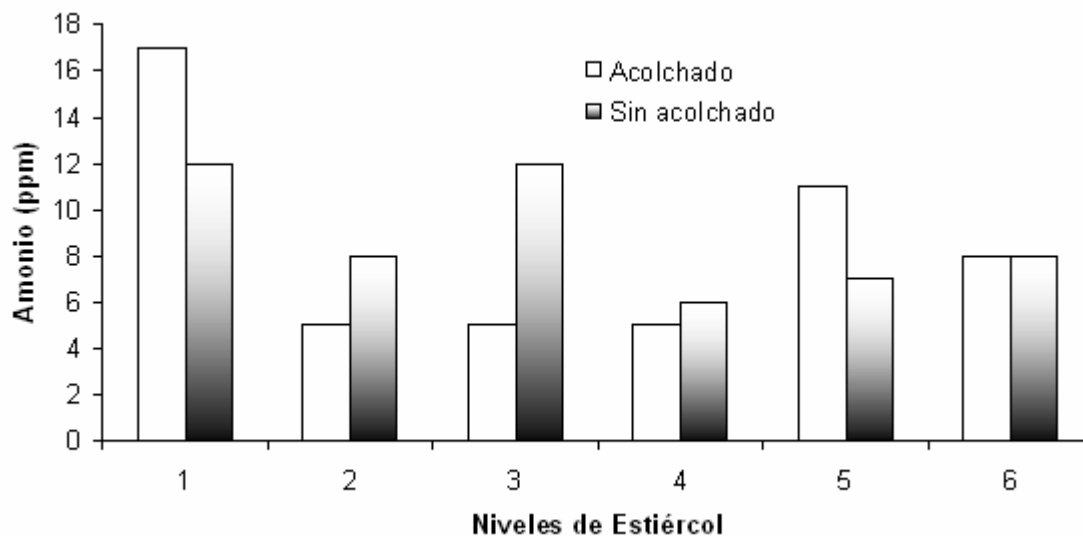


Figura 7. Concentración de amonio con y sin acolchado a la profundidad de 0-15 cm en las diferentes dosis de estiércol CAE-FAZ-UJED, al final de 1999.

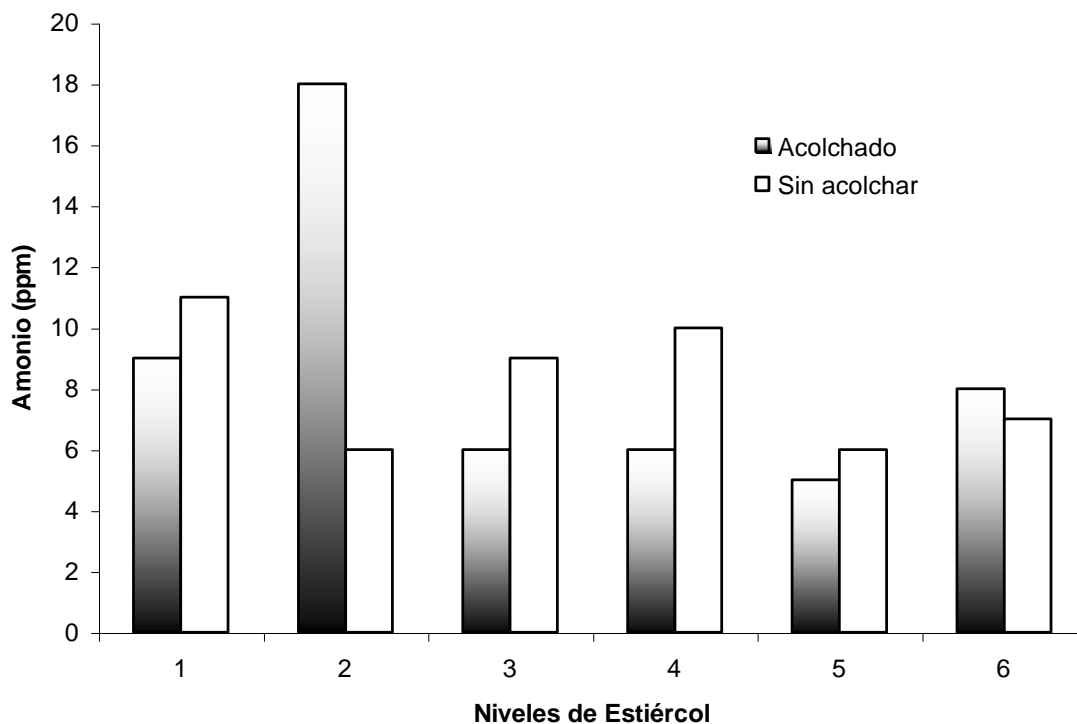


Figura 8. Concentración de amonio con y sin acolchado para la profundidad de 15-30 cm en las diferentes dosis de estiércol en el CAE-FAZ-UJED, al final de 1999.

En la Figura 9, se observa la concentración de amonio para la profundidad de 30-60 cm mostrando que existen valores de amonio que fluctúan de 4-16 mg kg⁻¹ como era de esperarse, ya que a esta profundidad los valores disminuyeron en todos los tratamientos debido a que la amonificación a este punto disminuye considerablemente.

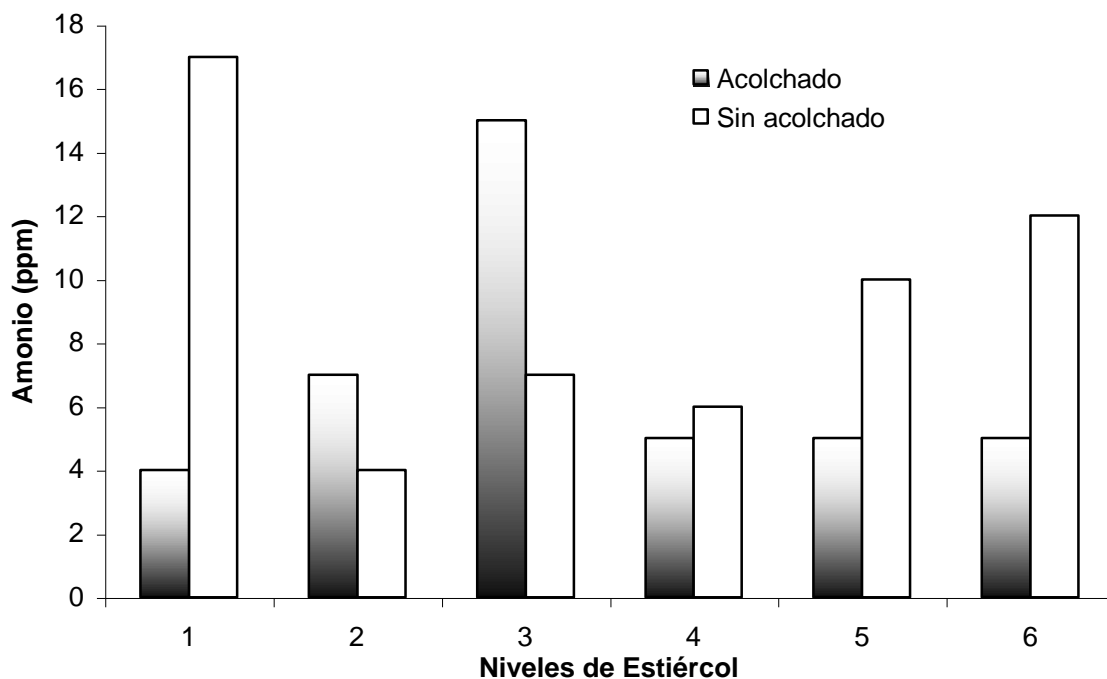


Figura 9. Concentración de amonio con y sin acolchado para la profundidad de 30-60 cm en las diferentes dosis de estiércol en el CAE-FAZ-UJED, al final de 1999.

Rendimiento del cultivo en 1998

En este año el análisis de varianza para el rendimiento del cultivo del tomate muestra que se encontró diferencia significativa para la interacción acolchado y niveles de estiércol. En el Cuadro 11 se observa la comparación de medias con y sin acolchado en los diferentes niveles de estiércol de bovino. Con respecto al rendimiento el mejor tratamiento fue acolchado - testigo sin fertilizar (58.4 t ha⁻¹), resultando estadísticamente igual a los tratamientos sin acolchado con fórmula química, acolchado con fórmula, sin acolchado con 120 t ha⁻¹, sin acolchado - testigo, sin acolchado 40 t ha⁻¹ y sin acolchado 80 t ha⁻¹, respectivamente. No existiendo diferencia estadística en los tratamientos con acolchado con 40 y 120 t ha⁻¹, respectivamente. El valor más alto de rendimiento es normal ya que el cultivo del tomate se estableció en este año bajo riego superficial, tendencias similares de rendimiento

fueron encontradas por Ibarra y Rodríguez (1991). La media nacional de producción bajo estas condiciones para este cultivo es de 22 - 23 t ha⁻¹. Considerando que este tipo de suelo es arcilloso, hasta la profundidad de 1.20 m, es posible encontrar esta respuesta en el primer año, además, los microorganismos en los tratamientos del estiércol de bovino necesitan nitrógeno para su metabolismo para poder iniciar las transformaciones de estiércol para lo cual toman al nitrógeno presente en el suelo y ocurre una alta inmovilización del nitrógeno inorgánico. Lo que explica que la bondad del estiércol no se manifieste en rendimiento total en el primer año de su aplicación. Aunque en el presente trabajo no se tomaron datos de inmovilización microbiana de nitrógeno.

Cuadro 11. Comparación de medias para rendimiento total en tomate para la interacción dosis de estiércol de bovino con y sin acolchado bajo riego por gravedad en el CAE-FAZ-UJED. 1998.

Factor A	Factor B	Media (t ha⁻¹)
Acolchado	Testigo	58.4 a
Sin Acolchado	Fórmula (100-60-00)	57.5 a
Acolchado	Fórmula (100-60-00)	55.9 a
Sin Acolchado	(120 t ha ⁻¹)	53.1 a
Sin Acolchado	Testigo	52.0 a
Sin Acolchado	(40 t ha ⁻¹)	48.2 a
Sin Acolchado	(80 t ha ⁻¹)	46.9 a
Acolchado	(40 t ha ⁻¹)	46.2 b
Acolchado	(120 t ha ⁻¹)	43.8 b
Sin Acolchado	(160 t ha ⁻¹)	37.5 b
Acolchado	(80 t ha ⁻¹)	32.4 c
Acolchado	(160 t ha ⁻¹)	24.4 c

$\alpha = 0.05$

D.M.S. = 11.84

Comparación de medias entre columnas con letras latinas no iguales son estadísticamente diferentes (P<0.05)

Rendimiento del cultivo para 1999

El análisis de varianza para el rendimiento total en el año de 1999 mostró diferencias altamente significativas para la interacción acolchado y tratamientos de estiércol, y para los dos factores en forma individual.

En el Cuadro 12 se observa la comparación de medias para la interacción dosis de estiércol con y sin acolchado bajo riego por cintilla, mostrando que las mejores interacciones son acolchado con 120 t ha⁻¹ y acolchado con fórmula química (100-60-00) con valores de 119.5 y 115.2 t ha⁻¹, respectivamente.

Para este año la interacción con estiércol y acolchado se comportaron de manera similar a la fórmula química con acolchado, debido a que éste incrementa la temperatura del suelo en más de 4 °C en promedio, y con ello favorece la actividad enzimática de los microorganismos. Por lo que existe una mayor biodegradación de MO incrementándose la disponibilidad de nutrientes para las plantas, principalmente el nitrógeno inorgánico (N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺).

Cuadro 12. Comparación de medias del rendimiento en tomate para la interacción dosis de estiércol de bovino, con y sin acolchado bajo riego por cintilla en el CAE-FAZ-UJED 1999.

Factor A	Factor B	Media (t ha⁻¹)
Acolchado	(120 t ha ⁻¹)	119.58 a
Acolchado	Fórmula (100-60-00)	115.26 a
Acolchado	(160 t ha ⁻¹)	91.90 b
Acolchado	(80 t ha ⁻¹)	89.50 b
Sin Acolchado	(120 t ha ⁻¹)	77.50 b
Sin Acolchado	(40 t ha ⁻¹)	77.46 b
Acolchado	(40 t ha ⁻¹)	75.63 b
Acolchado	(Testigo)	67.66 c
Sin Acolchado	Fórmula (100-60-00)	67.63 c
Sin Acolchado	(160 t ha ⁻¹)	59.80 c
Sin Acolchado	(Testigo)	54.66 c
Sin Acolchado	(80 t ha ⁻¹)	49.70 c

α = 0.05 D.M.S. = 16.51

Comparación de medias entre columnas con letras latinas no iguales son estadísticamente diferentes (P<0.05)

CONCLUSIONES

Los valores de temperatura del suelo son óptimos con acolchado plástico negro para la actividad enzimática de los microorganismos que participan en la mineralización del nitrógeno inorgánico (30-35 °C) a la profundidad de 0-15 cm.

La concentración de humedad del suelo fue mayor en los tratamientos con acolchado plástico con estiércol aplicado y superiores en un 20 % en comparación con los demás tratamientos.

Los valores de nitratos en el suelo son mayores con el acolchado en las dosis de estiércol en las tres profundidades. Esto favorece los requerimientos del cultivo pero también son un potencial de contaminación del suelo y del agua cuando se presentan en exceso.

Las altas concentraciones de amonio al inicio del ciclo vegetativo del cultivo para 1999 son normales en suelos arcillosos de la región y fueron superiores en el nivel de estiércol de 40 ton ha⁻¹.

Los resultados de los rendimientos del cultivo con acolchado para el segundo año de aplicación de estiércol de bovino es igual al tratamiento químico por lo que se demuestra la eficiencia del estiércol como suplemento de las aplicaciones de fertilizante químico.

Los valores de conductividad eléctrica se incrementan al doble con los niveles de estiércol, incluso los niveles 160 y 120 t ha⁻¹ rebasan los límites de CE para un suelo normal ya que sus rangos son mayores de 4 dS m⁻¹, por lo que se debe tener un cuidado exhaustivo a la hora de hacer recomendaciones, ya que los excesos de aplicación de estiércol contaminan el suelo.

Se recomienda que en los suelos arcillosos de la región se inicie con la aplicación de estiércol en el primer año con una dosis que fluctúe entre los 80 y 120 t ha⁻¹ y para el segundo año, dependiendo del análisis de suelo, disminuirla o mantenerla según la concentración salina del mismo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdul-Baki A, J.R. Tesalde, R. Korcak, and D.J. Chitwood (1996). Fresh-market tomato production in a low-input alternative system using cover-crop mulch. Hort Science 31(1) 65-69.
- Andrew, R.H. (1971). Some relationships of a plastic mulch to sweet corn maturity. Agron. J. 68: 422 – 425.
- Arellano, G. E. (1999). Evaluación de componentes de producción en tomate (*Lycopersicon sculentum* Mill) en la Región Lagunera. CIGA-ITA 10.

- Bareiro, P. M. (1995). Claridades Agropecuarias. ASERCA-SAGARPA México. pp. 3-14.
- Cadahia, C. (1998). Fertirrigación: Cultivos hortícolas y ornamentales p. 46-47. Ed. Mundi- Prensa. Páginas 475. 2da. Edición. España, Esp.
- Castellanos, J.Z., O. J.J. Márquez, J.D. Etchewrs, A.A. Santelises y J.R. Salinas (1996). Efecto de largo plazo de la aplicación de estiércol de ganado lechero sobre el rendimiento de forrajes y las propiedades del suelo en una región árida irrigada del Norte de México. *Revista Terra* 14 (2): 150-188.
- Colla, G., J.P. Mitchell, B. A. Joyce, L. M. Huyck, W. W. Wallend, S. R. Temple, T.C. Hasio and D. D. Poudel. (2000). Soil Physical Properties and Tomato Yield and Quality in Alternative Cropping Systems. *Agron. J.* 92:924-193.
- Chen, Y. and J. Katan, (1980). Effects of solar heating of soils by transparent polyethylene mulching on their chemical properties. *Soil Sci.* 130:271-277.
- Fierro, R. (1988) Efecto del acolchado y la fertilización nitrogenada fraccionada en el cultivo de sandía (*Citrullus lanatus* E.) desarrollada en túneles bajos. Instituto de Ciencia y Cultura, A.C. Saltillo, Coahuila.
- Flores, L. L.F. (1989). Avances en tecnología de riego. *Memorias Seminario Internacional sobre tecnificación del riego y uso racional de la energía en Torreón, Coah.* pp. 1-10.
- García, E. (1981). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. Offset Larios. S.A.
- Gutiérrez, P. G. (2000). Labranza de conservación y su efecto en las propiedades físicas del suelo en alfalfa (*Medicago sativa* L.) DEP-FAZ-UJED.
- Ibarra, J.L. y P.A. Rodríguez (1991). Validación del acolchado plástico en tomate, pepino, sandía y algodónero en el noroeste de México. *Revista Terra.* 9 (2): 150-156.
- Mathers, A.C. (1982). Efecto de la aplicación de los estiércoles sobre rendimiento y la calidad de los cultivos. *Memorias del primer ciclo Internacional de Conferencias sobre la utilización de estiércol en la agricultura.* Torreón, Coahuila, México. 109-118.
- Mathers, A.C. and B.A. Stewart (1980). The effect of feedlot manure on soil physical and chemical properties. Pp. 159-62. In *Livestock Waste: A Renewable Resource.* The Proceedings of the 4th International Symposium on Livestock Wastes/1980, abril 15-17, Amarillo, Texas.
- Mengel, K. and E. A. Kirkby (1982). *Principles of Plant Nutrition.* 3er. Ed. International Potash Institute. Bern, Switzerland. 655 p.
- Paul, E.A. and F. F. Clark. (1989). *Soil Microbiology and Biochemistry.* Ed. Academic Press. Inc. San Diego. California. pp. 115-130.

- Pratt, P.F. (1990). Fertilizer value of manures. La utilización de los estiércoles en la agricultura. Primer ciclo de conferencias 79-84 pp.
- Rodríguez, P.A., J.A. Olmos, y J. Ibarra (1986) Cultivo de tomate cv. Florada bajo acolchado de suelos en: invernadero, microtúneles semicirculares, triangulares e intemperie. Reporte interno. Centro de Investigación en Química Aplicada. Saltillo, Coahuila.
- Romero, F.E. (1996). El manejo de los suelos para incrementar la producción de los forrajes. II Ciclo Internacional de conferencias sobre nutrición y manejo. Producción y manejo de forrajes para aumentar la eficiencia del ganado lechero Grupo Industrial LALA. Nov. 21-23. Gómez Palacio, Dgo.
- SAGARPA (2001). Anuario estadístico de la producción agropecuaria 2000. Sistema de Información Agropecuaria. Región Lagunera Coahuila-Durango. Alianza para el Campo. Subdelegación de Planeación y Desarrollo Rural. Cd. Lerdo, Dgo.
- Salazar-Sosa E., J.A. Leos-Rodríguez, M. Fortis-Hernández y C. Vázquez-Vázquez. 2002 (a). Nitrogen recovery and uptake by wheat and sorghum in stubble mulch and no tillage systems. *Agrociencia* 36: 433-440. 2002. México.
- Salazar S. E., Vázquez V. C., y Rivera O. O. 2002 (b). Manejo y biodegradación del estiércol bovino en la Comarca Lagunera, Memorias de la XV Semana Internacional de Agronomía. P 1-150. Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango (CAE-FAZ-UJED).
- Salazar-Sosa E 1998. Mineralización y distribución del nitrógeno a través de la zona radicular en dos sistemas de labranza bajo condiciones de campo. *TERRA*. 16: 2: 163-172.
- SAS Institute Inc., (1996). SAS for Windows. Release 6-12, version 4.0.1111. SAS Compus Drive. North. Carolina. U.S.A.
- Teasdale, J.R. and A.A. Abdul – Baki (1995). Soil temperature and tomato growth associated with black polyethylene and hairy vetch mulches. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 120:848-853.
- Teasdale, J.R. and A.A. Abdul-Baki (1997). Growth analysis of tomatoes in black polyethylene and hairy vetch production systems. *Hortscience* 32(4)659-663.
- Unger, P.W. y B.A. Stewart (1984). Feedlot waste effects on soil conditions and water evaporation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:954-957.
- Wien, H.C., P. L. Miniotti , V.P. Grubinger (1993). Tomato response to starter fertilizer, polyethylene mulch, and level of soil phosphorus. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 118 (2) 212-216.

CAPÍTULO V

APLICACIÓN AL SUELO DE ESTIÉRCOL BOVINO CON Y SIN SOLARIZACIÓN Y SU IMPACTO EN MAÍZ FORRAJERO

Salazar Sosa Enrique¹, José Dimas López Martínez¹, Héctor Idilio Trejo Escareño¹, Cirilo Vázquez Vázquez¹, Manuel Fortis Hernández², Rafael Zúñiga Tarango¹, Jesús Vital Silva¹ y Pedro Mexica Amozoqueño²

1. Facultad de Agricultura Y Zootecnia UJED. E-mail: fazujed@yahoo.com.mx

2- Instituto Tecnológico de Torreón

INTRODUCCIÓN

En un país predominantemente agrícola, como lo es México, nadie puede dudar de la importancia que tiene el conocimiento de los suelos agrícolas de las diferentes regiones. Por lo general esos suelos contienen macronutrientes como Nitrógeno (N), Fósforo (P₂O₃) y Potasio (K), en cantidades no suficientes y no más del 2 % de MO, por lo que requieren de la aplicación de fertilizantes químicos (Bassols, 1982).

La Comarca lagunera es la cuenca lechera más importante del país, con más de 2'000,000 de litros diarios de leche dado sus 200,000 cabezas de ganado bovino en producción aproximadamente. Sin embargo para tener ese número de cabezas de ganado bovino se requiere tener ganado de reemplazo y en desarrollo por lo que en total se tiene más de 400,000 cabezas con el principal objetivo de producir leche en la región. Lo anterior deriva en mas de 1'000,000 de kilogramos de estiércol base seca, producido por día, por lo que este tiene que ser tratado y dosificado adecuadamente para evitar posible contaminación del suelo y el agua del acuífero subterráneo (SAGARPA, 2000). Es actualmente ya común entre los productores aplicar más de 100 toneladas por hectárea (ton ha⁻¹) de estiércol en forma continua (por año) al suelo ocasionando problemas serios de salinidad y sodicidad principalmente, por

lo que monitorear el suelo antes de la aplicación del estiércol deberá ser una práctica útil y necesaria para decidir el cuanto aplicar de estiércol por año. Además el reciclaje apropiado de los nutrientes contenidos en los abonos orgánicos tales como estiércoles, a través de su incorporación en suelos agrícolas requiere del conocimiento del porcentaje de descomposición o también llamada “tasa de mineralización”. Este porcentaje debe ser estimado para diferentes condiciones edáficas y agroecológicas, de tal manera que puedan utilizarse de apoyo para el cálculo de dosis del abono orgánico de interés. Una sub-estimación de la dosis puede ocasionar deficiencias de nutrientes por el cultivo y una reducción en rendimiento y calidad del producto. Por el contrario, una sobre-estimación de la dosis conduce a exceso de nutrientes, toxicidad al cultivo y contaminación del suelo y el agua (Inversen, *et. al.* 1997).

Un manejo inadecuado de este importante residuo puede conducir a problemas ambientales, por ejemplo la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos declarará el estiércol como desecho tóxico debido a que se ha manejado en forma incorrecta con riesgos de contaminación por nitratos al acuífero (Florez-Margez, *et. al.* 2002).

El estiércol, los residuos de cosecha, los microorganismos y animales muertos en descomposición etc., son importantes fuentes de nitrógeno que regresan al suelo, donde si bien la mayor parte de este nitrógeno es insoluble y no está disponible en ese momento para plantas y microorganismos, después de un proceso de mineralización en donde se presenta una biodegradación de materia orgánica, el nitrógeno pasa a formas inorgánicas en donde se pueda absorber y además tiene gran importancia como reservas de nitrógeno, debido a que pueden aportar amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-) hasta en un 90 % del total disponible en los suelos, existiendo inclusive algunos casos en los que se encuentran cantidades significativas de NH_4^+ en coloides de arcillas (Salazar 2003 a).

Como cualquier otro cultivo, el maíz requiere de una cantidad suficiente de nutrientes adecuados para satisfacer sus necesidades. Misma cantidad que es absorbida del suelo, la cual varía en tiempo y por fertilidad natural el mismo. Los principales nutrientes que demanda el cultivo forrajero se presentan con regularidad deficiente en el suelo, los cuales pueden ser aportados aplicando diferentes fertilizantes ya sea, químicos, estiércoles y residuos de cosecha. Es importante mencionar que el uso de los fertilizantes químicos es riesgoso por que incrementa el costo de producción y puede contaminar el suelo y el agua, principalmente con nitratos. (Salazar *et al* 2002).

La aplicación apropiada de abonos orgánicos en suelos agrícolas aumenta como medio de disposición, reciclaje de nutrientes y conservación del agua (Walker, 1999) en vista que la mayoría del N en los residuos orgánicos está en forma orgánica, trabajos de investigación son necesarios para determinar la

tasa de mineralización y predecir la disponibilidad de nutrientes, particularmente N para un uso adecuado y eficiente en la producción agropecuaria (Sweeten, *et. al.* 1982).

La descomposición de materia orgánica depende de los microorganismos presentes y es un concepto general de una secuencia completa de procesos muy detallados en los cuales los organismos utilizan los compuestos orgánico como fuente de alimento (Ross,1998).

De acuerdo con la fuente de energía principal, los organismos vivos se clasifican en fototróficos (utilizan la radiación) los quimotróficos (utilizan la energía liberada de oxidaciones químicas). Además, los organismos pueden ser subdivididos con base en su fuente de energía principal en autótrofos los cuales usan el carbono inorgánico (CO₂) y heterótrofos los cuales utilizan compuestos de carbono orgánico tales como carbohidratos. Los organismos responsables principalmente de la descomposición de materia orgánica son quimioheterótrofos (todos los animales vertebrados e invertebrados, principalmente bacterias y hongos) los cuales fraccionan las moléculas orgánicas complejas para obtener ambos energía y nutrientes simples que requieren para construir sus propios tejidos corporales (Horak, E. 1968). Por lo tanto conocer los microorganismos presentes en el estiércol es de vital importancia ya que algunos de ellos pueden ser patógenos para los humanos, proceso que en el estiércol de la Laguna no se ha llevado a cabo. Además, se desconoce que tipo de malezas son las que están presentes y que pasa cuando el estiércol es solarizado tanto con microorganismos como con malezas. Las principales especies de hongos detectados son las Mucorales, Discomycetes y Basidiomycetes. Esto debida a que el estiércol es un producto rico en carbono el cual es una fuente nutrimental básica para los hongos encontrados (Lincoff, 1981).

(Aguirre y Ulloa en 1983) encontraron resultados similares indicando que después que el carbono en estructuras bioquímicas fácilmente biodegradables los Mucorales mueren quedando estructuras más fácil de degradar por hongos de los Ascomycetes y Basidiomycetes, respectivamente.

También los sitios de los desechos animales tienen un gran potencial de peligro en lo que se refiere a la contaminación por N-NO₃ debido al as altas cantidades de nitrógeno nitrificado y sin control. A tal grado que una dosis de 100 Mgr ha⁻¹ de estiercol cuyo contenido de N es del 1.5%, representa 1,500 Kg de N-total, y si el proceso de mineralización es equivalente al 30 % en un año, se aportarían 450 Kg de N-inorgánico disponible para plantas y microorganismos por lo que, si la planta requiere 100 Kg de N-NO₃, quedaría en el suelo 350 Kg. de N potencialmente lixiviables, el cual en estos sitios es muy elevado y esta alta tasa de mineralización es debido a la alta disponibilidad de carbón orgánico y fuente nutrimental importante para una máxima actividad enzimática, (Castellanos *et al.*, 1996).

Por lo anterior si dispone de algún desecho orgánico e inorgánico, es necesario el buscar la manera mas adecuada de aprovecharlo, dosificándolo e incorporándolo al suelo para satisfacer las necesidades nutricionales del cultivo para su mejor desarrollo y un alto nivel de productividad, cuidando siempre el no contaminar el ambiente. (Salazar et al., 2003 a).

Es evidente que entre los fertilizantes que mayormente son utilizados a nivel mundial son los nitrogenados, los cuales han jugado un papel de suma importancia en el incremento en rendimiento de los cultivos, pues en el periodo comprendido de 1938-76, el consumo de nitrógeno se ha incrementado 15 veces. Se estima que durante el año de 1987 el consumo mundial de nitrógeno ascendió a 78 millones de toneladas. Los agricultores de áreas tecnificadas suelen aplicar grandes cantidades de nitrógeno sin darse cuenta que un alto porcentaje de este puede estar ocasionando perdidas por lixiviación, desnitrificación o volatilización, a tal grado que tales perdidas repercuten negativamente sobre la economía del propio productor y aun peor sobre la calidad del medio ambiente (FAO/FIAC, 1982).

Por su parte Tisdale y Nelson (1982) consideran que los abonos orgánicos no solo mejoran las condiciones de acidez de los sustratos, sino que aportan una cantidad importante de nutrimentos y una reducción en los costos de producción. Similares resultados fueron encontrados en sorgo y trigo por Salazar *et al.*, 2002 y Salazar *et al.*, 2003 b, respectivamente.

En la región lagunera el maíz forrajero ocupa un lugar importante dentro del patrón de cultivos por un alto rendimiento energético que aporta a las reacciones para ganado bovino lechero. Actualmente en esta región, la producción promedio de forraje de maíz por hectárea es de 45 Megagramos de forraje fresco y 15 megagramos de forraje seco. Resultados de investigación publicados por INIFAP, folleto para productores No. 5, 2002 llevados a cabo en la región lagunera en surcos estrechos, espaciados a 38, 50 y 60 cm que nos permiten poblaciones de 86,000.00 a 112,000.00 p ha⁻¹ en comparación con siembra tradicional de surcos que van desde 75 a 80 cm, con poblaciones de 64,000 a 84,000 p ha⁻¹, se puede incrementar el rendimiento de cultivo de maíz hasta un 30 % mas con distancias entre plantas a 10 y 15 cm., aunado con el sistema de riego por cintilla. (Reta *et al.*, 2002).

Las estrategias que a nivel Comarca Lagunera se han empleado para resolver la problemática en la producción de maíz forrajero, han sido variadas; entre las que destacan la utilización de variedades e híbridos mas eficientes en el uso del agua, arreglos topológicos, densidades de población; así como la utilización de diferentes métodos de riego, tales como el riego por goteo, superficial y subsuperficial (Evet *et al.*, 1995).

La densidad de la siembra en maíz en un aspecto sumamente importante en la obtención del mayor rendimiento posible, esto debido a que al inicio la producción responde linealmente a los incrementos de la densidad, hasta llegar al grado en que un aumento en la densidad, de las plantas no se traduce a un mayor rendimiento; sino que, empieza a disminuir. Los factores que causan este comportamiento son: la luz que recibe cada una de las plantas, la cual disminuye al aumentar su número, la competencia por la humedad y los nutrientes disponibles en el suelo entre plantas vecinas y la variedad de maíz sembrada, entre otros (Gamboa, 1980).

Lamm y Schlegel, (2000) trabajando con fertirrigación en el maíz, registraron eficiencia en el uso de agua que fluctuaron entre 1.7 y 1.9 kg. de maíz por 1000 litros de agua. Mientras que Evett *et al.*, (1995) reportaron eficiencias similares en el uso del agua de riego por goteo automatizado en maíz, mismas que oscilaron entre 1.59 y 1.62 kg. de maíz por 1000 litros de agua, mientras que en soya la eficiencia fue de 0.368 a 0.509 Kg.

Salazar *et al.*, (2003 b) en un trabajo con maíz forrajero bajo tres sistemas de labranza (labranza convencional>>barbecho, rastreo, nivelación, bordeo<< labranza mínima>>Rastreo, nivelación y bordeo;<< labranza cero) encontró que el sistema de labranza no tuvo efecto significativo sobre la producción, sin embargo, la concentración de nitratos en el suelo a la profundidad de 0-7.5 cm fue mayor el de la labranza convencional.

Salazar *et al.*, (2003 c), recomiendan el uso de estiércol en la producción de maíz a una dosis inicial de 120 Mgr ha⁻¹ y previo análisis de suelo, esta puede reducirse a 80 Mgr ha⁻¹ en años posteriores, a condición de que el estiércol se aplique un mes antes de la siembra, se haga una buena distribución del mismo además se le da un seguimiento mediante análisis de suelo, con el fin de evitarla salinización del mismo y posible exceso de nitratos. Esto debido a la variación climática y a la heterogeneidad del suelo tan compleja, sobre todo en cuanto a sus horizontes; así como sus características físicas, químicas y biológicas, lo cual viene a repercutir en alto grado en la descomposición de la materia orgánica en cada localidad. Por lo que es de suma importancia buscar las dosis apropiadas de algún producto orgánico aplicado al suelo a nivel regional o in-situ, siendo esto determinante en cualquier sistema de producción agrícola; así como en la protección del medio ambiente por posible contaminación. Es por ello que encontrar la dosis mas adecuada de aplicación de estiércol a nivel regional es importante para llevar a cabo una buena producción agrícola a largo plazo, dosificando diferentes cantidades por unidad de superficie, debido a la diversificación de suelos existente y la complejidad de un mismo tipo de suelo en un sitio reducido; así como a las variadas necesidades nutricionales de los cultivos. Además de lo anterior; no todo el estiércol aplicado en un

año degradado en ese periodo debido a la resistencia a la degradación de algunos materiales como la lignina, ya que estos resisten la actividad enzimática de algunos microorganismos como las bacterias y los actinomicetos. Por lo anteriormente expuesto, no es posible en un corto plazo dosificar el estiércol. Salazar *et al.*, (1998 a); Salazar *et al.*, (1999).

Los estiércoles de la Comarca Lagunera tienen diferencias en cuanto a los contenidos de nutrimentos; Salazar *et al.* (2002); Salazar *et al.*, (2003) reportan que en términos generales el estiércol (analizando en la FAZ-U.J.E.D) contiene 1.02% de Na, con un C.E. de 5.5 a 7.76 dsm⁻¹, por tal motivo se debe tener cuidado de llevar un seguimiento a la aplicación de estiércol ya que con dosis superiores a las 120 Mgr ha⁻¹ de estiércol y después de cinco años de aplicación, la C.E. del suelo puede incrementarse hasta más de 4 dSm⁻¹.

La fracción de nitrógeno orgánico potencialmente mineralizable de residuos orgánicos relativamente nuevos, tales como estiércoles y residuos de cosecha varía de un 30 a un 90%. No obstante que existen grandes cantidades de N orgánico en el suelo, solamente una pequeña fracción se encuentra disponible para los microorganismos, misma que se conoce como nitrógeno orgánico potencialmente mineralizable, el cual constituye no más del 10 % del N orgánico total del suelo.

Salazar *et al.* (2004), concluye en la evaluación de la mineralización de nitrógeno en el suelo, que la mayor cantidad de nitratos fue a 0-7.5 cm de profundidad esto debido a que los microorganismos que participan en su transformación son aerobios obligados, para lo cual necesitan oxígeno libre para su desarrollo. En lo que respecta a la temperatura, esta es inversamente proporcional a la profundidad del suelo, lo que indica que las bacterias encargadas de la transformación del nitrógeno a nitratos son mesófilas y prefieren temperaturas entre 25 y 35 °C, para su óptimo metabolismo.

Es importante en este rubro tomar en cuenta que la fertilidad natural del suelo es afectada por la aplicación desmedida de estiércoles, debido a sus diferentes concentraciones de sodio (Na⁺), Potasio (K⁺), Calcio (Ca²⁺) y Magnesio (Mg²⁺), entre otros lo cual incrementa el contenido de sales en el suelo, por lo que se debe tener cuidado en no rebasar los límites permisibles para cada cultivo; así como evitar la sobre producción de nitrógeno mineral al incrementar la aplicación de materia orgánica (M.O.) que puede afectar la calidad del suelo. Christensen *et al.*, (1994).

Lund *et al.*, (1978) reportan que para el Valle de Sta. Maria en California, EU, el balance de N para los últimos 12 años en los campos cultivados con hortalizas mostró que 30% del N aplicado era absorbido por el cultivo, un 37 % fue lixiviado hacia el subsuelo; y un 33% fue perdido en forma gaseosa, principalmente por desnitrificación.

Wade (1983) encontró en cinco tratamientos en especies forrajeras, la incorporación de abonos orgánicos y el uso de cubiertas de Kudzu y pastos alcanzaron rendimientos de un 80 y 81 % en comparación con los alcanzados en tratamientos donde se aplicó fertilizante químico. En tanto que Romero *et al.*, (2000) mencionan que esos abonos orgánicos se han usado desde tiempos remotos y han sido muy efectivos, con la variación en cuanto a su composición química y el aporte de nutrimentos al cultivo y al suelo. Esto dependiendo de la procedencia, edad, manejo y contenido de humedad del abono orgánico.

López *et al.*, (2001) sugieren aplicar al suelo uno o dos meses antes de plantar un cultivo de 20 a 30 Mgr ha⁻¹ de abonos orgánicos de composta y de 4 a 8 Mgr ha⁻¹ de gallinaza, mismas con las cuales se han obtenido resultados en cuanto al mejoramiento de las propiedades físicas del suelo y rendimiento de maíz. Por lo que las consideran como una alternativa a la sustitución o reducción la aplicación de fertilizantes inorgánicos.

Por otro lado Salazar *et al.*, (1998) menciona que no todo el estiércol aplicado en un año se biodegrada en ese periodo, esto debido a la resistencia de algunos materiales en el proceso de biodegradación como la lignina, la cual es de alta resistencia a la actividad enzimática de algunos microorganismos como las bacterias y los actinomicetos por lo que no es posible lograr resultados en corto plazo para una dosificación del estiércol, si no mas bien se de a buscar la dosis mas adecuado de cualquier producción orgánico aplicado al suelo a nivel *in situ* o a nivel regional, considerando además necesidades nutricionales de los diferentes cultivos.

Por otro lado Tesalde y Abdul Baki (1995), consideran que la temperatura a profundidad de 0-7.5cm varía de 26.5 a 32 °C lo cual indica que en este estrato se encuentran las mejores condiciones de temperatura para la actividad enzimática de los microorganismos; mientras que a la profundidad de 7.5-15 cm., la temperatura tiene una variación de 25 a 27 °C, donde tales valores no son óptimos para un buena actividad enzimática, por lo que es de esperarse en esta profundidad una menor degradación del estiércol de bovino, similares resultados fueron encontrados por Salazar *et al.*, 2003.

La fertilización nitrogenada afecta a la producción de materia seca a través de su influencia sobre el desarrollo y la eficiencia fotosintética del área foliar. Muchow (1988 a); O'Leary y Rem (1990) coinciden que los rendimientos de materia seca se incrementaron en forma lineal en tres sitios y en forma curvilínea en cinco sitios experimentales. Muchow (1988 a, 1988 b) examinó el desarrollo del área foliar de maíz bajo diferentes niveles de nitrógeno, y reporto que los valores del índice del área foliar (IAF) en emergencia de estigmas fueron 2.3,3.4,3.7 y 3.5 con 0,60,120 y 240 Kg. N ha⁻¹, respectivamente. Los rendimientos de materia seca fueron 650, 1200,1500 y 1600 gr m⁻²

respectivamente. Mochow y Davis (1988); Muchow (1988b) atribuyeron los mayores rendimientos en los niveles de N mas alto debido a los incrementos del área foliar durante el llenado de grano. Cox *et al.*, (1993) encontró que los máximos rendimientos de materia seca en maíz ocurrieron a una dosis de N de 150 kg ha⁻¹, sin embargo, la calidad del forraje se incrementó con el aumento de la dosis de N de 0 a 200 kg ha⁻¹, desafortunadamente, a mayores dosis de N se presentaron incrementos en la concentración de nitratos residuales. Debido a estos los productores de forraje de maíz deben balancear los beneficios potenciales de mayores rendimientos y una mayor calidad del forraje con el incremento de los riesgos de contaminación por nitratos. Por lo que cuando se aplican altas cantidades de estiércoles debe tener cuidado con la alta concentración de nitratos y sales para evitar contaminación con estos productos (Salazar, *et al* 2003).

Al respecto, Cox y Cherney (2001) indicaron que la digestibilidad *in vitro* tuvo un repuesta lineal al aumento de N, mientras que fibra detergente neutro (FDN) presentó una respuesta cuadrática negativa, reduciéndose a 460 g Kg⁻¹. también, proteína cruda presentó una respuesta positiva cuadrática al aumento de dosis de N, alcanzando el valor máximo de 65 g kg⁻¹. a una dosis de N de 178 Kg. ha⁻¹, en maíz forrajero

Karlen *et al.*, (1987) encuentran que la máxima acumulación de materia seca y nitrógeno en maíz ocurre en el periodo de desarrollo de V12 (hoja 12 con lígula expuesta) a V18 (hoja 18 con lígula expuesta y aparición de espiga) y que en cualquier deficiencia en este período reduce la acumulación de materia seca la cosecha.

Cox *et al.*, (1993) encontraron un año con condiciones adecuadas de humedad (1991), que el total del N acumulado hasta la fase V16 alcanzó de 40 a 49 %, en dosis niveladas de 0 a 225 kg./ha. Durante el periodo V16 a madurez fisiológica (R6) el maíz fue capaz de acumular entre 55 y 105 kg. Nitrógeno ha⁻¹, que corresponde en porcentaje del total de N del 51 a 57 %. Por el contrario, en un año con condiciones limitadas de humedad (1990), la cantidad de N acumulado en la planta después de la fase de V16 fue solo 4.3 a 23.3 %. Esto significa que la mayor cantidad de N acumulado (77 a 96 %) ocurrió antes de la floración del cultivo del maíz.

Soper *et al.*, (1971); Onken y Sunderman (1972; Ludwick *et al.* (1976) consistentemente demostraron la influencia de la fertilización nitrogenada en cultivos en condiciones irrigadas y no irrigadas en la acumulación residual del NO₃⁻ N. Un ejemplo de esto en maíz en donde Herron *et al.*, (1971). Encontró acumulaciones hasta mas de 60 kg. ha⁻¹ a una profundidad de 1.8 m. En un experimento de tres años en un suelo arcilloso limoso (fine montmorillonitic, music Tepic argiudo II) en alfalfa por

varios años y con aplicaciones anuales de $(\text{NH}_4) \text{NO}_3$ de aproximadamente 80 kg. ha^{-1} , similares resultados fueron encontrados por Salazar *et al*, 2003 (b).

Después de tres décadas de investigación y desarrollo, el riego por goteo subsuperficial (SDI) dentro de los métodos de irrigación se ha demostrado su alto potencial para eficientar la productividad agrícola. Los resultados obtenidos han permitido un gran incremento en la producción y calidad. Mejora el control de irrigación con aplicaciones pequeñas y frecuentes y suple los nutrientes cuando son requeridos por el cultivo. Howell *et al* (1995). Indicaron que la aplicación del nitrógeno en el sistema de riego puede reducir las dosis, disminuyendo el potencial de la contaminación del agua subterránea. Lamm *et al* (1995). El SDI instalado y manejado apropiadamente puede incrementar las ventajas de otros sistemas de riego, especialmente en áreas donde la conservación del medio ambiente; estas características lo clasifican como una alternativa sustentable de cualquier otro método de irrigación. Claude (1995).

Phenè *et al*. (1987) identificó las ventajas del riego subsuperficial como: (1) reduce la evaporación de la superficie del suelo, puesto que permanece prácticamente seca; (2) mayor eficiencia del uso del agua y la aplicación de fertilizantes es en la parte madura de la zona radicular; (3) eliminación del efecto de la viabilidad de infiltración en uniformidad de aplicación. Sus desventajas pueden ser: un alto costo inicial, acumulación de sales en orificios y la intrusión de las raíces en los orificios de los goteros.

NORMAS DE APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE BOVINO AL SUELO

Legislación sobre residuos ganaderos

En México se cuenta con una Norma Oficial Mexicana para las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos. Se encuentran registradas 15 agencias de certificación, de las cuales tres son de origen mexicano (CERTIMEX, CUCEPRO y CADS) y una agencia internacional (OCIA) división México (SCFI, 2000, y CODEES 1997). Las empresas extranjeras más importantes que operan en nuestro país son: Organic Crop Improvement Association Internacional (OCIA), con sede en Estados Unidos; Naturland, de Alemania, y Quality Assurance International, de Estados Unidos. La certificación nacional corresponde al Comité Universitario Certificador de Productos Orgánicos de la Universidad de Colima, a la Certificadora Mexicana de Productos y Procesos Ecológicos S.C. (Certimex), que realiza procesos de cocertificación con empresas internacionales; a la Asociación Civil Dana y otros (FDA y CFSAN 1999 y IEM. R, 1956).

Muchos programas de certificación requieren medidas adicionales de protección del ambiente, por ejemplo, en las esferas relativas a la conservación de suelos y aguas, la lucha contra la contaminación o el uso de agentes biológicos se aplican por lo general medidas específicas (UMFDA, 2002).

En nuestro país la producción de productos orgánicos se rige por la Norma Oficial Mexicana NOM-307-Fito-1995 / 1997, en la que se establecen las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos, aunque la producción y comercialización orgánica ha estado inserta en el mercado internacional a través de empresas certificadoras e intermediarias de países industrializados que han fijado las pautas para los productores nacionales y para la exportación.

La normatividad de la agricultura orgánica comprende el establecimiento de estándares para la producción y el procesamiento de los productos orgánicos, así como los instrumentos que posibilitan el cumplimiento de los sistemas de regulación.

Tratamientos para reducir los riesgos asociados con el estiércol

Para transformar los desechos orgánicos en fertilizantes seguros (abono), es preciso seguir un método que reduzca la presencia de bacterias patógenas. La creación de abono es un proceso natural, biológico, mediante el cual el material orgánico se degrada y descompone. El proceso de transformación en abono es llevado a cabo por bacterias y hongos que fermentan el material orgánico y lo reducen a un humus estable. Debido a que el proceso de fermentación genera mucho calor, reduce o elimina los riesgos biológicos en la materia orgánica, (Lamkin, 1998 y Kéller Andreas, 2002). Los tratamientos de transformación en abono pueden ser divididos en dos grupos, tratamientos pasivos y tratamientos activos.

Tratamientos pasivos

Los tratamientos pasivos se basan en el mantenimiento de los desechos orgánicos bajo condiciones naturales. No se remueven las pilas de abono y el oxígeno libre presente en ellas es utilizado con rapidez, dando lugar a condiciones anaeróbicas, que retrasan el proceso de transformación en abono. Sin embargo, los factores ambientales tales como la temperatura, la humedad y la radiación ultravioleta, si actúan con un tiempo suficiente, inhiben el crecimiento de organismos patógenos y, eventualmente, los destruyen.

El mayor obstáculo con que se enfrenta este método es que toma demasiado tiempo para reducir de manera significativa el número de patógenos en la materia y resulta difícil determinar el tiempo necesario para que este proceso tenga lugar. La cantidad de tiempo que se necesita depende del clima,

de la región y de la estación del año, así como del origen y el tipo de estiércol y de materia orgánica utilizada. Debido a estas incertidumbres, la transformación pasiva en abono no está recomendada.

Tratamientos activos

Los tratamientos activos son aquellos en los que las pilas de materia son tratadas en condiciones que aceleraron el proceso de transformación de los desechos en abono. El tratamiento activo para transformar materia orgánica en abono es el tratamiento más ampliamente utilizado por los agricultores.

Con los tratamientos activos, las pilas de materias son removidas con frecuencia o bien se les suministra otro tipo de aeración con miras a mantener condiciones adecuadas de oxígeno (aeróbicas) dentro de la pila. Se controlan los niveles de temperatura y humedad y se añaden suplementos si es necesario para obtener una humedad óptima y una tasa adecuada de carbono-nitrógeno que complete el proceso de transformación en abono, Dicho proceso está completo cuando la pila cesa de estar caliente. Bajo condiciones adecuadas, la elevada temperatura generada durante el proceso de fermentación destruye la mayor parte de los patógenos en un período de tiempo relativamente corto. .

Se puede entonces proceder al análisis microbiano del abono para determinar si el procedimiento fue eficaz y eliminó las bacterias patógenas. La presencia de *Escherichia coli* y *Salmonella* suele ser utilizada como indicador, puesto que si están presentes en el abono, el fertilizante orgánico no deberá ser añadido al suelo y será necesario proceder a tratamientos adicionales del fertilizante.

Es posible proceder a tratamientos adicionales, tales como la pasteurización, el secado con calor, la digestión anaeróbica, la estabilización con álcalis, la digestión aeróbica o una combinación de todos ellos, con miras a acelerar el proceso de formación de abono.

Estiércol animal no tratado

El uso de estiércol animal no tratado (sin proceso de formación de abono) en la producción de productos vegetales comestibles da lugar a un mayor riesgo de contaminación que el uso de estiércol tratado y, por lo tanto, NO se recomienda.

A pesar de que el estiércol no tratado nunca está recomendado para su uso como fertilizante, en algunas regiones se utiliza. En este caso, deberá ser añadido a la tierra durante la preparación del suelo y antes de la siembra. Los microorganismos en el suelo pueden reducir el número de organismos patógenos en el estiércol. No obstante, el tiempo transcurrido es un factor importante. El estiércol ha de ser incorporado al suelo y la tierra removida de manera periódica para facilitar la reducción de patógenos. Es necesario dejar pasar al máximo de tiempo entre la aplicación del estiércol y la siembra. La cantidad de tiempo que las bacterias patógenas pueden sobrevivir en el estiércol se desconoce, pero algunos

investigadores estiman que dependiendo de las condiciones ambientales, el período de supervivencia puede llegar a un año o más.

No se recomienda añadir en los campos estiércol animal no tratado (sin proceso de transformación en abono) durante el periodo de cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales y métodos, así como los resultados son el producto de trabajos experimentales de campo y laboratorio y son producto de trabajar con experimentos por varios años

Localización Geográfica del Sitio Experimental

La Región Lagunera se localiza en la parte central de la porción norte de los Estados Unidos Mexicanos. Se encuentra ubicada en los meridianos 102° 22' y 104° 47' longitud Oeste, y los paralelos 24° 22' y 26° 23' latitud Norte. La altura media sobre el nivel del mar es de 1,139 m. Cuenta con una extensión montañosa y una superficie plana donde se localizan las áreas agrícolas, así como las urbanas. El experimento de campo se realizó en el campo agrícola experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia, División de Estudios de Posgrado el cual se encuentra ubicado en el km 28 de la carretera Gómez Palacio-Tlahualilo, Dgo., a inmediaciones del ejido Venecia, Mpio. De Gómez Palacio, Dgo. Por otra parte los trabajos de laboratorio se realizaron en el laboratorio de microbiología de suelos de la Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ) de la Universidad Juárez del Estado de Durango (UNED), respectivamente.

Características ecológicas del sitio

Clima. Según la clasificación de Koeppen modificado por García (1981): Clima seco desértico o estepario cálido con lluvias en el verano e inviernos frescos. La precipitación pluvial es de 258 mm y la temperatura media anual es de 22.1 °C, con rangos de 38.5 como media máxima y 16.1 como media mínima. La evaporación anual media aproximadamente es de 2,396 mm. La presencia de las heladas ocurren de noviembre a marzo y raras veces en octubre y abril; mientras que la presencia de granizadas se da entre mayo y junio.

Características del suelo. Los suelos en base a los análisis realizados en el área experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia, se encuentran como se muestra en el cuadro 1.

Cuadro 1. Características químicas del suelo en el 2002.

Profundidad	PH	CE dSm ⁻¹	MO %	NO ₃ mgkg ⁻¹	P mgkg ⁻¹	K mgkg ⁻¹	NH ₄ ppm	Na mgkg ⁻¹
0-15	8.41	1.36	1.93	14	7.5	1360.0	9.8	12.9
15-30	8.25	1.33	1.58	7	6.5	8925	12.95	11.5
30-60	8.20	1.20	1.24	3	11.00	5725	1366	12.3
60-90	8.24	3.16	0.89	4	35	410.0	14.35	11.9
90-120	8.14	3.93	0.27	2	35	2025	12.95	14.8

Análisis realizados en la FAZ-UJED.

Espacio de exploración. Los factores en estudio en experimentos de campo fueron cultivo y estiércol, tal y como se muestra a continuación, las variedades utilizadas fueron “San Lorenzo “para maíz y “Cajeme” para soya; el estiércol se aplica en este sitio desde 1998, Fecha en la cual se inició y los resultados aquí presentados corresponden al año 2002, respectivamente. Cuadro 2.

Cuadro 2. Factores en estudio en los trabajos de campo, CAE-FAZ-UJED

Factor A: Cultivo	Factor B: Estiércol de bovino
A1 = Maíz	B1 = 0 Megagramos (Mgr ha ⁻¹) de estiércol de bovino
A2 = Maíz – Soya	B2 = 40 Megagramos (Mgr ha ⁻¹) de estiércol de bovino
	B3 = 80 Megagramos (Mgr ha ⁻¹) de estiércol de bovino
	B4 = 120 Megagramos (Mgr ha ⁻¹) de estiércol de bovino
	B5 = 160 Megagramos (Mgr ha ⁻¹) de estiércol de bovino
	B6 = Recomendado (Fertilizante Químico) 100-150-00

Características del estiércol: Para este estudio las características promedio físicas y químicas del estiércol, se presentan en los resultados.

La distribución de los tratamientos en campo, se realizó bajo un diseño de bloques al azar y un arreglo en franjas con tres repeticiones (Martínez, 1996), teniendo un total de doce tratamientos y la unidad experimental de 72 m². La aplicación del estiércol se realizó un mes antes de la siembra, tanto en el 2001 como en el 2002 con la finalidad principal de que el estiércol se mezcle con el suelo y así tener una profundidad de 20 cm de cama de siembra con el estiércol incorporado, para poder realizar las

mediciones correspondientes (que se mencionan más adelante) y así iniciar con la cuantificación del nitrógeno. El estiércol utilizado fue estrictamente de bovino y con características de humedad al 10 %. Mismo que fue aplicado una sola vez al inicio del ciclo agrícola de cada año. Antes de la siembra se realizó un muestreo del suelo en cada sitio experimental, con una barrena de caja extrayendo aproximadamente un kg de suelo, a profundidades de: 0-15, 15-30, 30-60 cm y así sucesivamente hasta 1.20 m, en el 2001 con el objetivo de determinar las características físicas y químicas del suelo mediante análisis en laboratorio. En este año 2002 se realizó un muestreo de suelo al final del ciclo, para determinar nitratos, amonio, conductividad eléctrica, materia orgánica y pH, hasta una profundidad de 210 cm.

Las características químicas del suelo medidas fueron:

- b) Materia orgánica por el método de Walter y Black
- c) Conductividad eléctrica por conductímetro digital
- d) Nitrógeno inorgánico (nitratos (NO_3) y amonio (NH_4)) por los métodos de ácido fenoldisulfónico y Kjendal. Mas: ph: Potencial Hidrógeno.

CE: Conductividad Eléctrica.

MO: Materia Orgánica.

Al final del estudio se cuantificaron pH, CE, MO, NO_3^{-1} y NH_4^{-1} , para efecto de cuantificar su concentración en el perfil de suelo de 0 – 210 cm de profundidad y así poder tener un esquema cuantitativo del movimiento de estos iones en el suelo, sobre todo en riego subsuperficial.

Las variables medidas en planta nos permiten determinar cuales son los mejores tratamientos, y son rendimiento de forraje verde y seco y características bromatológicas del forraje, factor muy importante en la producción de la lechería regional. (López *et al* 2001)

En lo que respecta al trabajo de laboratorio y las características del experimento fueron las siguientes:

En el laboratorio se evaluaron ocho muestras de estiércol de diferentes establos principalmente por la variación que existe entre estos en cuanto a características físicas y químicas Cuadro 3. Comparándose estos con muestras de estiércol solarizado a un mes y otra a seis meses del establo de la Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango (FAZ-UJED). En total se tuvieron un total de diez muestras de estiércol y un testigo con tres repeticiones siendo estos los siguientes:

Cuadro 3. Establos Bovinos Muestreados para su Estudio

Establo	Categoría	No. de muestras
FAZ-UJED	Establo de la Facultad	3 (dos solarizados, 1 sin solarizar)
Fresno del Norte	Ejido	1
Ana	Ejido	1
DESLAC	Pequeña Propiedad	1
Porvenir	Pequeña Propiedad	1
Hormiguero	Pequeña Propiedad	1
Polca	Pequeña Propiedad	1
San Gabriel	Pequeña Propiedad	1
TOTAL	8	10

Se seleccionó una muestra de cada tipo de estiércol (aproximadamente 2 gramos) y se colocaron en una caja petri con papel filtro en su interior humedeciéndose y dejándose en una incubadora a 30 °C para detectar la proliferación de hongos los cuales después del tercer día empezaron a desarrollarse. En lo que respecta a bacterias el método fue mas complicado tanto para la salmonellas como para cocci siendo el procedimiento el de la doble membrana y observándolos después de un periodo de incubación a 40 °C de 16 horas con una lámpara negra (black Light)

Variables en Respuesta.

Las variables en respuesta fueron la presencia o no de los microorganismos y el tipo presente en el caso del laboratorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características físico-químicas del estiércol del establo de la FAZ-UJED.

Los cuadros del 4 al 6 muestran las características físicas y químicas del estiércol de bovino para cuatro muestras tomadas a diferentes profundidades de una pila de 1 m de alto.

Como el estiércol en su composición no solo lleva la parte sólida que desecha al animal, sino también otras sustancia como la orina, paja, etc. Es importante tener una referencia lo mas completa posible de todos los elementos solubles e intercambiables y así estar en condiciones de explicar los posibles cambios físicos, químicos, y biológicos que ocurrirán en el suelo después de la aplicación de

estiércol. Por ejemplo el por ciento de sodio intercambiable es extremadamente alto y rebasa los límites permisibles del suelo (15 %). Otro factor la conductividad eléctrica la cual esta en un rango de 5.52 a 7.72 dSm⁻¹, que rebasa también los límites permisibles del suelo, indica que la concentración salina del estiércol es alta debido a las dietas que se les da a los animales las cuales son muy rica en sales. Esto justifica aun mas el estudio porque dosificar y observar la biodegradación del estiércol es ya una necesidad en la región Lagunera, ya que el productor de leche lo esta aplicando en cantidades muy altas hasta mas de 200 ton ha⁻¹ y esto saliniza al suelo pero lo mas crítico es que lo sodifica, contaminando este recurso con efectos reversibles pero de recuperación costosa.

Cuadro 4. Características físicas del estiércol bovino 2003.

Numero de Muestra	Profundidad Cm.	Temperatura °C	Densidad aparente Grs /cm ³	P. S % Humedad
1	0-15	32	0.44	50.3
2	15-30	44	0.46	28.7
3	30-45	45	0.49	28.5
4	45-60	44	0.46	22.4

Cuadro 5. Características químicas (intercambiables) del estiércol bovino 2003

Numero Muestra	Prof. mCmm	%N total	P %	K %	Ca %	Mg %	Na %	Mn Ppm	Fe Ppm	Zn Ppm	Cu Ppm	Bo Ppm
1	0-15	1.51	0.356	3.27	3.38	0.71	0.97	560	10960	200	49	390
2	15-30	1.39	0.388	3.32	3.47	0.76	1.02	620	12300	198	45	450
3	30-45	1.3	0.344	3.4	3.41	0.72	1.07	600	11250	206	53	410
4	45-60	1.27	0.358	3.3	3.31	0.71	0.98	590	11200	198	47	400

Cuadro 6. Características químicas (solubles) del estiércol bovino 2003.

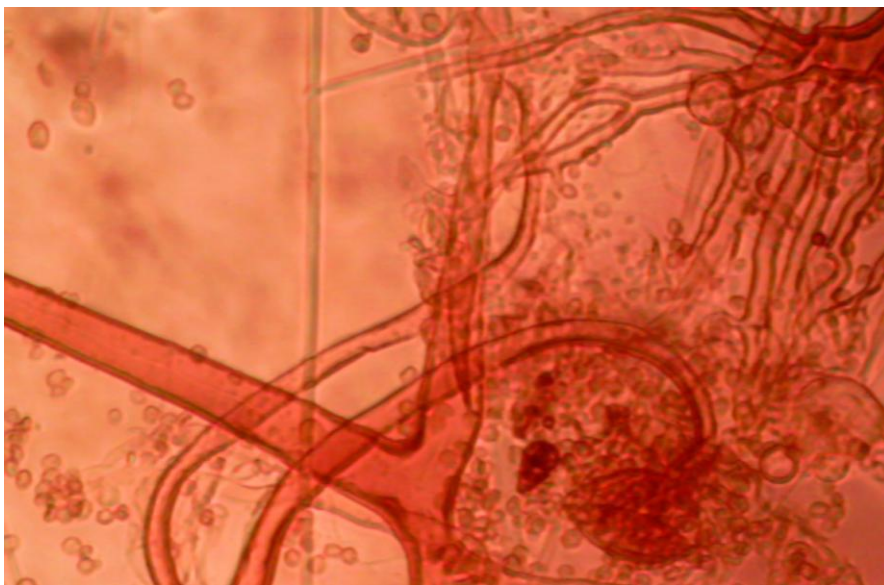
Numero Muestra	Profundidad cm	pH	Ca Meq /I	Mg Meq /I	Na Meq /I	RAS	PSI	C.E. Dsm ⁻¹
1	0-15	8.09	4.04	0.74	31.52	20.4	22.4	6.87
2	15-30	8.2	4.11	0.68	32.17	20.8	22.7	7.72
3	30-45	8.27	4.1	0.61	31.35	20.4	22.4.	7.76
4	45-60	8.04	3.96	0.67	32.87	21.6	23.4	5.52

Trabajos de laboratorio

Hongos

Las principales especies de hongos detectados son las Mucorales, Discomycetes y Basidiomycetes. Esto debido a que el estiércol es un producto rico en carbono el cual es una fuente nutrimental básica para los hongos encontrados. Aguirre y Ulloa en 1983, encontraron resultados similares indicando que después que el carbono en estructuras bioquímicas fácilmente biodegradables los Mucorales mueren quedando estructuras más fácil de degradar por hongos de los Ascomycetes y Basidiomycetes, respectivamente.

Es importante mencionar que el estiércol solarizado en primavera-verano con temperaturas al ambiente mayores a 40 °C no presenta ninguno de los hongos mencionados ni otros encontrados en estiércol no solarizado de las especies del genero *Paneolus* las cuales son típicamente fimícolas cuyo crecimiento esta íntimamente ligado a altas condiciones de humedad, determinándose que estas eran *Paneolus antillarum*. Guzmán y Pérez en 1972, encontraron especies del genero *Paneolus* en estiércol como *Paneolus semiovatus* y *Paneolus antillorum*. (Fotografías 1 y 2.)



Fotografía 1. Rhizopus encontrado en estiércol no solarizado.



Fotografía 2. Geotrichum encontrado en estiércol no solarizado.

No se encontraron hongos en el estiércol solarizado debido a que la solarización resulta como un procedimiento de esterilización que provoca la muerte de microorganismos bajo la exposición de las altas temperaturas del estiércol.

Bacterias

Coliformes fecales

El procedimiento de filtros de membrana utilizados para determinar si *Escherichia coli* estaba presente en el estiércol solarizado y no solarizado fue todo un éxito y como este tipo de bacterias no son visibles a simple vista una lámpara black light fue utilizada observándose claramente que estas bacterias si están presentes en el estiércol no solarizado no siendo así en el estiércol solarizado, lo que nos permite demostrar que la solarización si elimina este tipo de bacterias del estiércol bovino. El método completo utilizado en este proceso esta disponible para quien lo solicite al autor principal de este artículo.

La reacción en cadena polimerasa fué el método utilizado para determinar otras bacterias patógenas en humanos como salmonellas. El proceso se basa en la amplificación de regiones con altas temperaturas de ácido desoxiribonucleico (DNA por sus siglas en ingles). El reactivo utilizado en el proceso es una termoestable enzima polimerasa de DNA extraída de bacterias *Thermus aquaticus*.

Trabajos de campo

Después de cinco años de estar aplicando estiércol y regando con un sistema presurizado (cintilla) en este sitio con las mismas dosis que se indican en la sección de materiales y métodos los resultados fueron significativos para forraje verde, en cuanto al factor B (niveles de estiércol) con una $P_v > F = 0.0331$. En cuanto a peso seco de forraje de maíz los resultados no fueron significativos para el factores A (cultivo) mostrando una $P_v > F = 0.513$, lo cual nos evidencia que la asociación del maíz con soya no repercute en la cantidad de biomasa producida, aún cuando en este año se muestra un ligero incremento de producción en la asociación maíz-soya.

Al realizar la comparación de medias para el factor B (estiércoles), encontramos que el mejor tratamiento fue el de 120 Mgr (Toneladas) ha^{-1} de estiercol con 101.0 Mgr ha^{-1} de forraje verde y 20.2 Mgr ha^{-1} de forraje seco, para maíz y en maíz –soya los dos mejores tratamientos y estadísticamente iguales fueron el de 120 y 160 Mgr ha^{-1} de estiercol aplicado en suelo con 117.4 y 107.5 Mgr ha^{-1} de forraje verde y 23.5 y 21.5 de Mgr ha^{-1} de forraje seco, respectivamente. El tratamiento que menos rendimiento presento es el testigo (cero aplicacion) con 33.2 Mgr ha^{-1} de forraje verde y 6.6 Mgr ha^{-1} de forraje seco para maíz solo y en asociación maíz-soya el rendimiento fue de 26.3 Mgr ha^{-1} y 5.3 Mgr ha^{-1} de forraje verde y seco respectivamente. Así mismo las medias de producción de forraje verde y seco los niveles del factor A, maíz y maíz-soya fueron de 71.279 y 82.47 en peso verde, mientras que en peso seco las medias fueron de 14.254 y 16.495 Mgr ha^{-1} respectivamente (figuras 1 y 2). Tisalde y Nelson (1982) indicaron que los abonos orgánicos aportaron una cantidad importante de nutrimentos y que en el caso de maíz y Salazar et al., 2003 indicaron que el maíz requiere de nutrientes en forma adecuada para satisfacer sus necesidades nutrimentales lo cual y después de 5 años de aplicación del estiércol, en este estudio queda constatado, considerando que se tiene un tratamiento testigo, con la formula de fertilizante químico recomendada, que con estiércol aplicado al suelo se libera suficiente nitrógeno para satisfacer las necesidades del maíz e inclusive los tratamientos de estiércol superaron la del fertilizante químico.

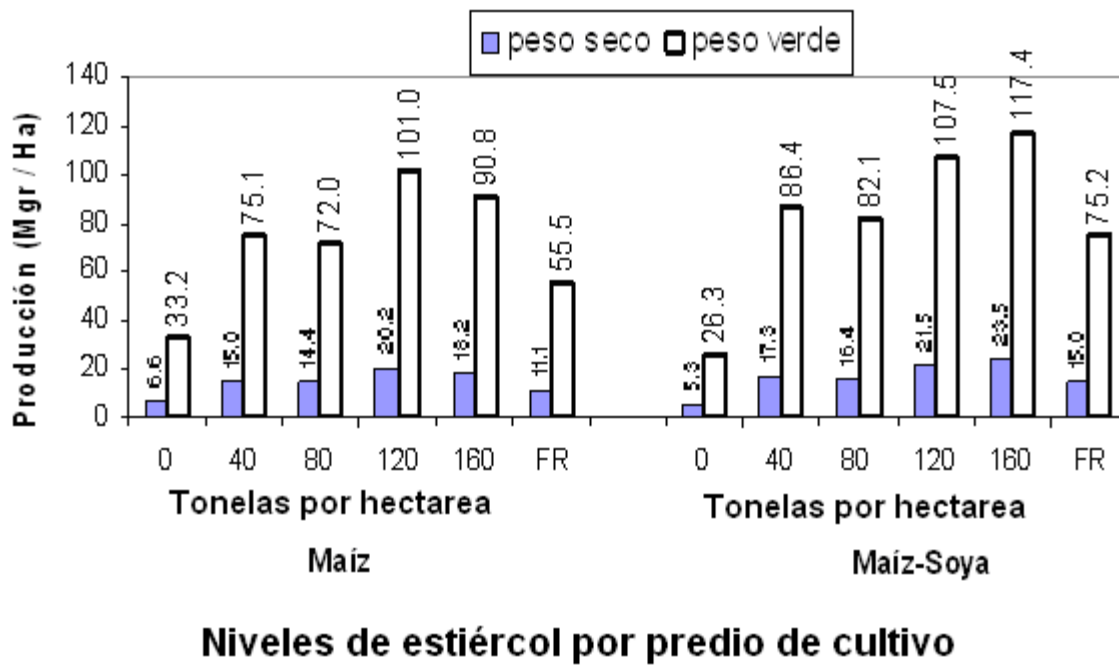


Figura 1. Producciones de forraje en Mg ha⁻¹ obtenidos de maíz y maíz-soya en los diferentes tratamientos de estiércol. CAE-FAZ-UJED, 2002.

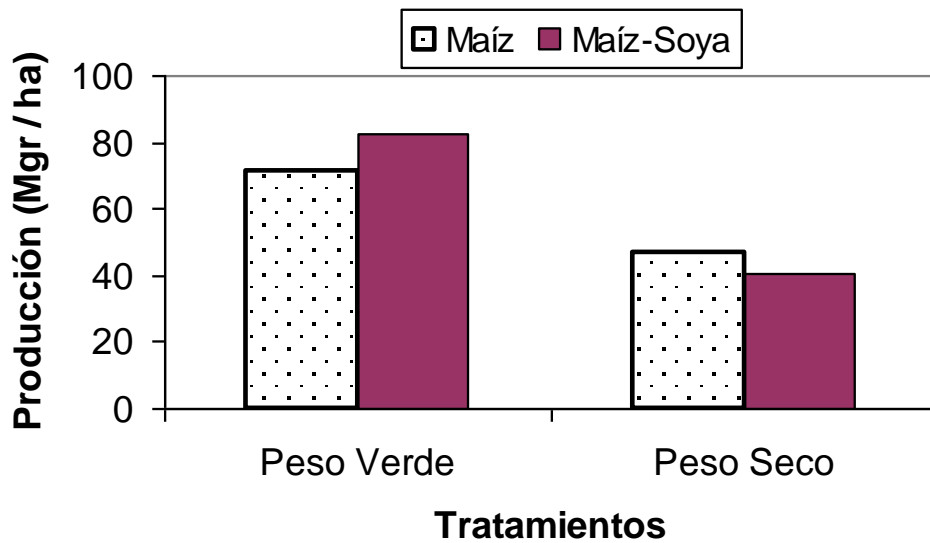
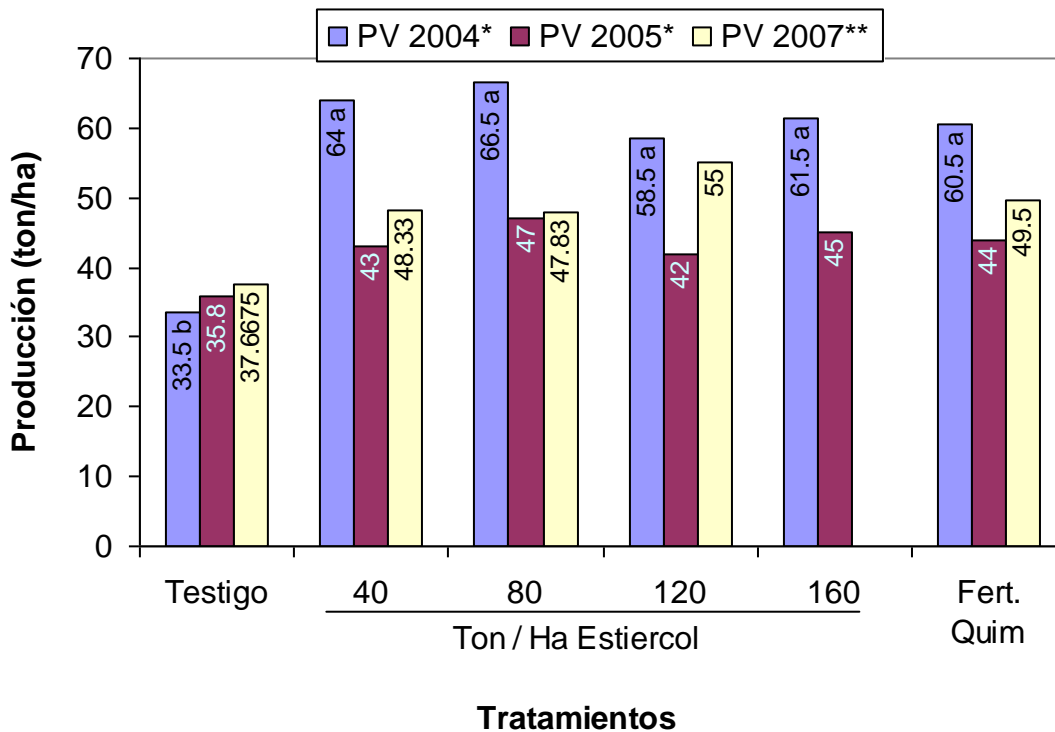


Figura 2. Producciones de forraje Mg ha⁻¹ obtenidos de maíz y maíz-soya. CAE-FAZ-UJED, 2002.

Sistema de riego por gravedad

Con respecto a la producción de maíz con agua de riego por gravedad y comparando la producción con estiércol solarizado y no solarizado, los rendimientos se muestran las figuras 3 y 4, siendo estas muy

similares entre si, pero con respecto a la aplicación de estiércol y fertilizante químico estadísticamente diferentes con respecto al testigo lo que demuestra que la solarización no afecta la cantidad de nutrientes disponibles en la planta para un buen rendimiento. Por otro lado el sistema de riego si impacta en los rendimientos, siendo éstos más altos en los sistemas de riego presurizados (cintilla) que con gravedad.



- * con aplicación de estiércol no solarizado, diferencias estadísticas
- ** con aplicación de estiércol solarizado, diferencias estadísticas

Figuras 3. Producción de forraje de maíz en los diferentes tratamientos de estiércol no tratado y solarizado. CAE-FAZ-UJED, 2004-2007.

Concentración de nitratos en el suelo a diferentes profundidades con sistema de riego presurizado.

Las concentraciones de nitratos en el perfil del suelo muestran cantidades muy diferentes en cada tratamiento de estiércol, sin embargo en todos se aprecia una tendencia a la baja en las profundidades de 180 y 210 cm. Para el tratamiento testigo (0 Mgr ha⁻¹ de estiércol) la concentración mas alta se encuentra en la profundidad de 60 cm con 72.4 ppm. Para los estratos 7.5 y 15 cm las concentraciones

oscilan entre 6.5 y 53.5 ppm, sin embargo a partir de la profundidad de 90 cm, los nitratos tienden a disminuir con una concentración máxima de 19.9 ppm para el mismo tratamiento testigo. Para el tratamiento de 40 Mgr ha⁻¹ de estiércol aplicado al suelo la máxima concentración está en la profundidad de 15 cm con 239 ppm, a más profundidad la tendencia es a la baja, con una mínima concentración a los 180 cm con 36.5 ppm, (Figura 4).

El tratamiento de 80 Mgr ha⁻¹ de estiércol, muestra su máxima concentración a la profundidad de 15 cm con 320.9 ppm, la máxima profundidad exhibe en 210 cm con 37.2 ppm; mientras que la mínima concentración está en 150 cm de profundidad con 17 ppm (Figura 4). En el tratamiento de 120 Mgr ha⁻¹ estiércol la máxima concentración se encontró a los 7.5 cm de profundidad con 325.8 ppm, la mínima está en 120 cm con 19.9 ppm. Para el tratamiento de 160 Mgr ha⁻¹ estiércol la máxima concentración esta en 15 cm de profundidad con 261.8 ppm, mientras que la mínima esta en 150 cm con 4.2 ppm; para el estrato de 7.5 15 cm las concentraciones son de 111.8 y 158 ppm respectivamente, El tratamiento de fertilizante químico (100-150-00) en maíz mostró su máxima concentración en 15 cm de profundidad con 87.1 ppm y la mínima en 180 cm con 2.6 ppm. Resultados parecidos reportan Doerger *et al* 1991., Soper *et al*, 1971; Onken and Sonderman, 1972; Figueroa *et al*, 2001, Ludwick *et al.*, 1976 los cuales encontraron concentraciones de hasta 60 kg ha⁻¹ en 180 cm de profundidad en un suelo arcilloso limoso, por otra parte Figueroa (2002) en un experimento de alfalfa encontró concentraciones de hasta 140 kg ha⁻¹. Las concentraciones más altas de nitratos se encuentran en los estratos menos profundos, debido a que en los estratos superiores se encuentra un mayor numero de microorganismos, esto debido a las condiciones favorables de aireación, humedad y temperatura necesarias en su actividad enzimática para una alta mineralización; además es en estos estratos donde se encuentra presente el estiércol. Salazar *et al.* (2001) encontraron resultados similares en un trabajo de tomate. Teasdale y Abdul Baki (1995) y Salazar *et al.* (2003 b) coinciden en que la temperatura óptima para la actividad enzimática de los microorganismos se encuentra en los estratos superiores fluctúa de 0-15 cm de profundidad.

En el tratamiento de 80 Mgr ha⁻¹ de estiércol se manifiesta un pico de más de 150 ppm de nitrato a una profundidad de 180 cm; en el tratamiento de 160 Mgr ha⁻¹ de estiércol a una profundidad de 90 cm, se observa un pico de 250 ppm de nitrato, estos picos se deben posiblemente a la lixiviación del ion nitrato con las lluvias, debido a que a esta profundidad no existen las condiciones mínimas necesarias para la degradación. En cuanto al testigo (cero aplicación) se observa que presenta las más bajas concentraciones prácticamente en todas las profundidades lo que explica los bajos rendimientos del maíz en este tratamiento.

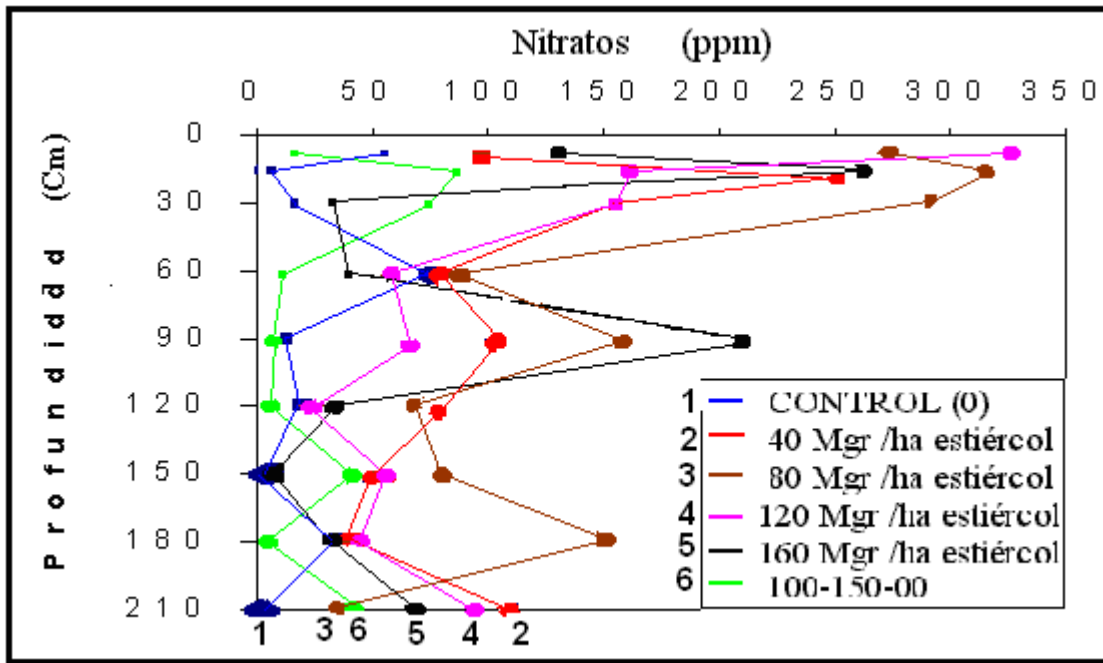


Figura 4. Distribución de los nitratos a través del perfil de un suelo abonado con estiércol durante cinco años consecutivos, CAE-FAZ-UJED, 2002.

Concentración de amonio en el suelo a diferentes profundidades con sistema de riego presurizado.

Para el tratamiento de cero aplicación de estiércol la máxima concentración está en la profundidad de 7.5 cm con 16.95 ppm y la mínima se presenta en la profundidad de 90 cm con 3.69 ppm; Para el tratamiento de 40 Mgr ha⁻¹ de estiércol la máxima concentración se presentó a 7.5 cm con 19.63 ppm y la mínima a 90 cm de profundidad con 3.35 ppm; En el tratamiento de 80 Mgr ha⁻¹ de estiércol la concentración mas alta esta a 7.5 cm con 18.91 ppm y la mínima concentración está en 150 cm de profundidad con 2.87 ppm; En el tratamiento de 120 Mgr ha⁻¹ de estiércol la mas alta concentración aparece a 60 cm con 21.31 ppm y la mínima está en 90 cm con 4.45 ppm; El tratamiento de 160 Mgr ha⁻¹ de estiércol muestra la máxima concentración a los 7.5 cm con 17.72 ppm y la mínima a 120 cm de profundidad con 2.87 ppm; Para la fertilización recomendada (100-150-00) en maíz la máxima concentración se registró a 7.5 cm de profundidad con 14.46 ppm y la mínima a 180 cm de profundidad con 3.83 ppm; (Figura 5). La tendencia general del amonio es que después de 30 cm de profundidad la concentración también tiende a bajar. Esto debido a que la mayor actividad microbiológica se presenta precisamente en ese estrato, ya que la mineralización decrece conforme aumenta la profundidad en el suelo, esto debido a que las condiciones de desarrollo bacteriológico son más limitadas. Tendencias similares fueron encontradas por Chen y Katan (1980), ellos mismos coinciden en que en suelos con

mayor contenido de materia orgánica se observan incrementos de nitratos y amonio, aunque como el amonio es transformado a $\text{NO}_3\text{-N}$ sobre todo en verano las concentraciones de este ion son en general menores a los de $\text{NO}_3\text{-N}$.

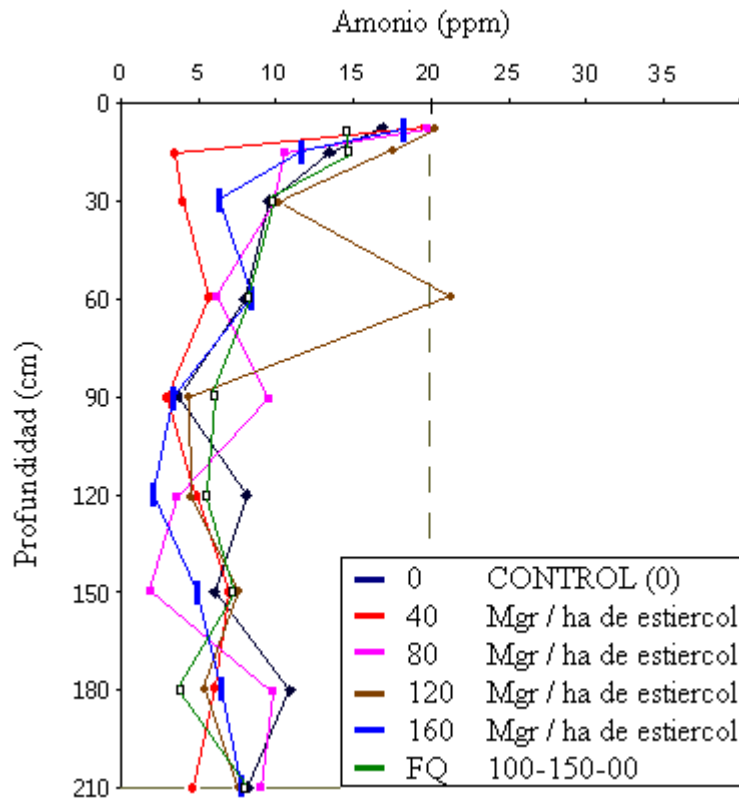


Figura 5. Distribución del amonio a través del perfil de un suelo abonado con estiércol durante cinco años consecutivos, CAE-FAZ-UJED, 2002.

Concentración de materia orgánica (MO) en el suelo a diferentes profundidades en sistema de riego presurizado.

En todos los tratamientos de estiércol los porcentajes más altos se pueden observar en el estrato de 0 a 30 cm de profundidad (Figura 6). Teniendo los más altos valores en los tratamientos de 120 y 160 Mgr ha^{-1} de estiércol a la profundidad de 7.5 cm con 5.65 y 5.52 % respectivamente, mientras que el testigo (0 aplicación de estiércol) apenas contiene el 2.07 % a 7.5 cm y 2.21 % a 15 cm de profundidad respectivamente. Esto refleja el efecto del estiércol sobre el incremento de materia orgánica en el suelo, debido principalmente a su alta concentración. Esto aplica el porque en los tratamiento de estiércol se observa un incremento de la materia orgánica después de 4 años de estar aplicando las mismas dosis en el mismo sitio, debido a la biodegradación del estiércol, ya que este contiene más del 5 % de Materia orgánica. Yagodín (1982) coincide en que el estiércol es una excelente fuente de MO y recomienda su

uso para mejorar suelos muy pobres, también reporta concentraciones de MO en el estiércol de alrededor del 5 %. Por otra parte Castellanos (1982, 1986), menciona que el 50 % del estiércol es biodegradado en el primer año, lo que garantiza el contenido de MO en el suelo en los predios donde se ha aplicado estiércol. Los beneficios de la MO en suelos agrícolas son físicos, químicos y biológicos, ya que mejoran la estructura, evitan la compactación y la erosión, aumentan la retención de humedad, y mejora la capacidad de intercambio catiónico, como lo mencionan Castellanos *et al.* (1996). Fitzpatrick (1996) dice que la mayoría de los suelos contienen 1.6 % de MO; o menos pero en suelos muy áridos, el porcentaje baja a menos de uno y en suelos donde se ha aplicado estiércol consecutivamente en dosis de más de 100 ton ha⁻¹ la concentración puede alcanzar niveles de 5% o más (Salazar *et al.* 2002 y 2003).

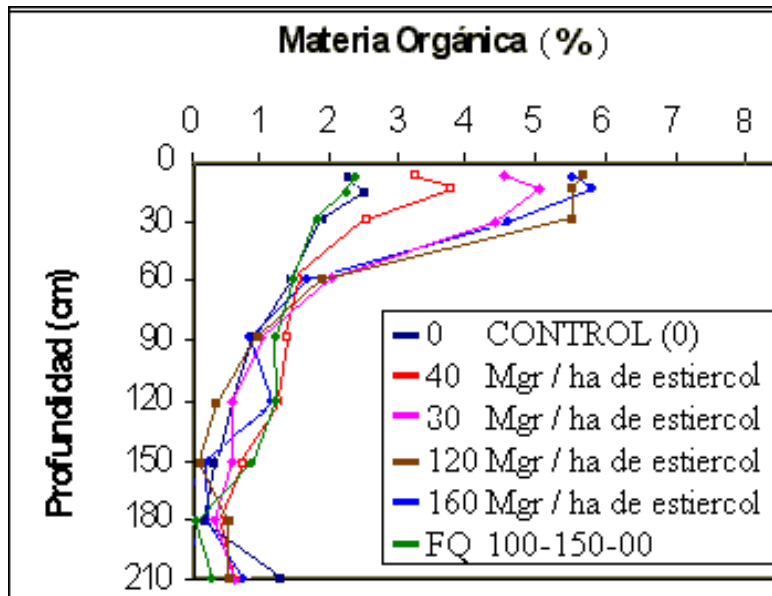


Figura 6. Distribución de la materia orgánica a través del perfil de un suelo abonado con estiércol durante cinco años consecutivos, CAE-FAZ-UJED, 2002.

Conductividad eléctrica en el suelo a diferentes profundidades en sistema de riego presurizado.

En los tratamientos de 0 y 40 Mgr ha⁻¹ de estiércol aplicado así como en el de fertilizante químico se presentan las más bajas conductividades eléctricas con valores de entre 3.65 mmhos en el testigo y 7.16 mmhs en el tratamiento donde se aplicó estiércol (Figura 7). Los tratamientos 80, 120 y 160 Mgr ha⁻¹ de estiércol (Figura 7) presentan valores de conductividad eléctrica en el estrato de 0-15 cm más altos con respecto a los límites permisibles que son de 4 mmhos cm⁻¹. Los valores para el tratamiento de 80 Mgr ha⁻¹ de estiércol aplicado en el mismo estrato ya mencionado van de 12.8 a 13.1 mmhos. Para el tratamiento de 120 Mgr ha⁻¹ de estiércol los valores son de 9.62 a 13.5 mmhos. En el tratamiento de 160

Mgr ha⁻¹ de estiércol los valores van del 12.22 a 12.85 mmhos. El hecho de que los valores sean tan altos, se debe a que por cada Mgr de estiércol, se esta aplicando al suelo de 15-50 kg de sales, como lo reporta Castellanos en 1987. Estos valores sugieren que el uso y manejo del estiércol se realice con extremo cuidado para no llegar a contaminar el suelo con sales en suelos comerciales e inclusive después de dos años de aplicar el estiércol monitorear el suelo dos meses antes de la siembra y bajar la dosis de estiércol a aplicar, e inclusive no aplicar sino hasta el siguiente año.

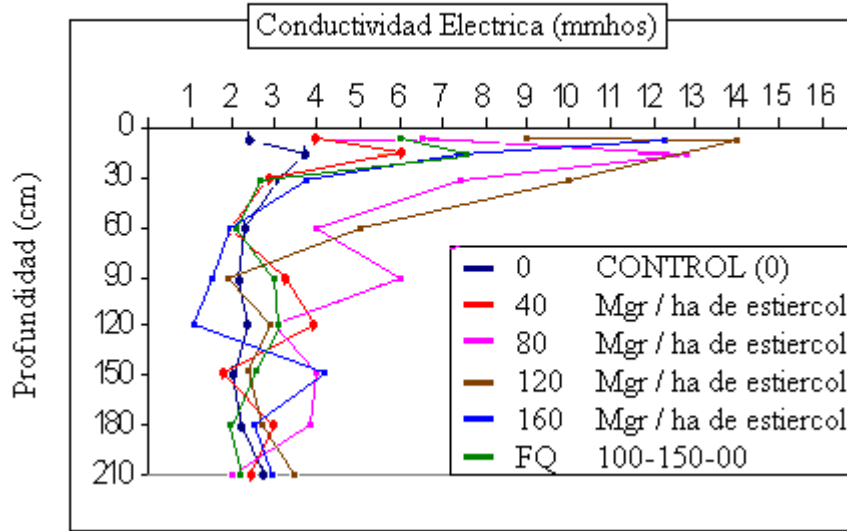


Figura 7. Distribución de la conductividad eléctrica a través del perfil de un suelo abonado con estiércol durante cinco años consecutivos, CAE-FAZ-UJED, 2002.

CONCLUSIONES

1. Previo análisis de suelo se puede iniciar con una dosis de 80 a 120 ton ha⁻¹,
 - Aplicando el estiércol al menos un mes antes, solarizado o no, dependiendo del objetivo del productor, si éste es producir orgánicamente, debe ser estiércol solarizado
 - Procurando una buena distribución en el terreno
2. La aplicación continua del estiércol deberá ser cuidadosamente seguida por el análisis de suelo
 - Con la finalidad de evitar salinización del suelo
 - Posible exceso de nitrato
 - Evitar la sodicidad del suelo

3. Posible toxicidad por exceso de nutrimentos en la planta

SUGERENCIAS

- Analizar el suelo al menos en los primeros 60 cm
- Observar fertilidad natural del suelo
- Observar concentración de sales y sodio
- Agua disponible del suelo por estrato
- Continuar con estos estudios
- Tener evidencia consistente de la región sobre las dosis más adecuada, dada la variación tan heterogénea de suelos, clima, manejo de cultivos, etc.
- Tener evidencia sobre los porcentos de estiércol biodegradado y su impacto en el medio ambiente en general

BIBLIOGRAFÍA

- Bassols A.B. 1982. Recursos Naturales de México (Teoría, conocimiento y uso) 14ª. Edición. Editorial Nuestro Tiempo. México, D.F. pp.174- 179.
- Castellanos J. Z. 1982. La importancia de las condiciones físicas del suelo y su mejoramiento mediante la aplicación de estiércoles. Seminarios técnicos vol. 7.
- Castellanos J.Z. 1987. Características de los estiércoles de bovino y gallinaza en la Comarca Lagunera. Informe de investigación agrícola en forrajes. Campo experimental de la Laguna. INIFAP. Pág. 79-89.
- Castellanos, J. Z. 1986. Evaluación de estiércol de bovino y gallinaza como fuente de fósforo en el cultivo de alfalfa. Agric. Tec. Mex. 12:247-258. CIAN-INIA-SARH.
- Castellanos, J.Z., J.J. Márquez O., J.D. Etchevers, A. Aguilar S. y J.R. Salinas. 1996 Efecto de largo plazo de la aplicación de estiércol de ganado lechero sobre el rendimiento de forrajes y las propiedades del suelo en una región árida irrigada del norte de México. Revista Terra 14-2 : pp. 151-158.
- Chen, Y. & J. Katan, 1980. Effects of solar heating of soils by transparent polyethylene mulching on their Chemical properties. Soil Sci. 130:271-277.
- Christensen N.B., Lindeman W.C., Salazar-Sosa E. y Gil R.L., 1994. Nitrogen and carbon dynamics in no-tillage and stubble mulch tillage system. Agron. J. 86:298-303.
- Claude, J.P. The sustainability and potential of subsurface drip irrigation 1995. Micro irrigation for a changing world: Conserving Resources/Preserving the Environment. ASAE publication 4-95.
- Comisión del CODEX Alimentarius 1997. Manual de procedimientos. Roma, Italia.
- Cox, W.J. 1996. Whole-Plant physiological and yield response of maize to plant density. Agron. J. 88:489-496.
- Cox, W.J., and D.J.R. Cherney. 2001. Row spacing, plant density, and nitrogen effects on corn silage. Agron. J. 93:597-602.
- Cox, W.J., S.Kalonge, D.J.R. Cherney and W.S. Reid. 1993. Growth, yield, and quality of forage maize under different nitrogen management practice. Agron. J. 85:341-347.
- Dennis, R. G. 1961. Fungi venezuelani, IV. Kew Bull. 15:57-156.
- Doerger T. A., R. L. Roth and B. R. Gardner. 1991. Nitrogen Fertilizer management in Arizona. College of Agriculture. University of Arizona

- Enrique Salazar Sosa, Cirilo Vázquez Vázquez, Juan Antonio Leos Rodríguez, Manuel Fortis Hernández, Jose Alfredo Montemayor Trejo, 2003. “Mineralización del estiércol y bovino y su impacto en la calidad del suelo y producción de tomate (*licopersicum sculentum mill*) bajo riego subsuperficial”, publicado en phyton, vol. , pág. 222 a 231, Argentina,
- Evelt, S.R., T. A. Howell, and A. D. Schneider. 1995. Energy and water balances for surface and subsurface drip irrigated corn. In proceedings of the Fith International Microirrigation Congress, April 2-6, Hyatt Regency Orlando, Orlando Florida, USA, pp. 135-140.
- FAO-FIAC, 1982. Los niveles de contaminación del medio ambiente por fertilizantes nitrogenados.
- FDA y CFSAN (Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition). 1999. Guía para reducir al mínimo el riesgo microbiano en los alimentos, en el caso de frutas y vegetales. Washington, D.C.
- Figuroa V. U. , Faz C. R. Quiroga G. H. M.y Cueto G. J. A. 2001. Optimización del uso del estiércol bovino en cultivos forrajeros y riesgos de contaminación por nitratos. Informe de investigación. CELALA-INIFAP
- Figuroa V. U., 2002. Fertilización en maíz forrajero. In Producción y utilización del maíz forrajero en la laguna. Pp19:33. INIFAP-CAELALA.
- Fitzpatrick, E.A. 1996. Introducción a la ciencia de los suelos. Editorial Trillas. México D.F.
- Gamboa A. 1980. La fertilización del maíz. Méx. pp. 37-38.
- García, E. (1981) Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. Offset Larios. S.A. México, D.F.
- Herron, G.M., G.L. Terman, a.F. Dreier, and R.A. Olsen. 1971. Residual nitrite nitrogen in fertilized deep loess-derived soils. Agron. J. 60: 477-483.
- Howell, T.a., A.D. Schneider, and B.A. Stewart. 1995 Subsurface and surface microirrigation of corn U.S. Southern high plains. 1995. Preserving the Environment. ASAE publication 4-95.
- Karlen, D.L., E.J. Sadler, and C.R. Camp. 1987. Dry matter, nitrogen, phosphorus and potassium accumulation rate by corn on Norfolk loamy sand. Agron. J. 79:649-656.
- Lamm, F.R. and A.J. Schlegel. 2000. Nitrogen fertilization for corn production when using LEPA CENTER PIVOT SPRINKLERS. Pp. 357-363. IN: Robert G. Evans; Brian L. Benham; Todd P. Trooien (ed). National Irrigation Symposium proceeding of the 4th Decennial Symposium. Phoenix, Arizona American Society of Agricultural Engineers. 2950 Niles Road, St. Joseph, Michigan 49085- 9659 USA.

- Lamm, F.R., W.E. Spurgeon, D.H. Rogers and H.L. Manges 1995. Cron production using subsurface drip irrigation. Microirrigation for a changing world: Conserving Resources/ Preserving the Environment. ASAE publication 4-95.
- López – Martínez J.D., A.D. Estrada, E.M. Rubin y R. D. Valdéz. 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. Rev. Terra, Méx. 19: 293-300.
- Ludwick, A.E. , J.O. Reuss, and E.J. Langin. 1976. Soil nitrates following your years continuos corn and as surveyed in irrigated farm fields of central and eastern Colorado. J. environ. Qual. 5: 82-86
- Lund, L.J., J.C. Ryden, R.J. Miller, A.E. Leag Y W.E. Bendixen. 1978. Nitrogen balances for the Santa María Velley. In: National Conference on “Management Nitrogen in irrigatede Agriculture”. May 15-18, at Sacramento, Ca. P.F. Pratt (ed.). University of California Riverside, Ca. 95521. pp. 395-413.
- Martínez G.A. 1996. Diseños Experimentales: Métodos y Elementos de Teoría. México. Editorial Trillas. pp. 118 - 133.
- Muchow, R.C. 1988 a. Effects of nitrogen supply on the comparative productivity of maize and sorghum in a semi-arid tropical environment: I. Leaf growth and leaf nitrogen. Field Crops Rres. 18:1-16.
- Muchow, R.C. 1988 b. Effects of nitrogen supply on the comparative productivity of maize and sorghum in a semi-arid tropical environment: III. Grain yield and nitrogen accumulation. Field Crops Res. 18:31-43.
- Onken, A. B., and H.D. Sonderman. 972. applied and residual nitrate-nitrogen effects on irrigated grain sorghum yield. Soil sci. 506. Am. 36: 94-97.
- Ortiz F. P. Y J.P. Amado A. 2003. Tecnología para producir maíz con riego por goteo subterráneo. Paúl, E.A. and F.E. Clark. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, inc. San Diego, C.A. pp. 1-250.
- Phené, C.J., K.R. Davis, R.B. Hutmacher and R. L. McCormick. 1987. Adertanges of subsurface irrigation for processing tomatoes. Acta Hortic. 200: 101-103.
- Reta S. D. G, Carrillo J.S., Gaytán M. H, Cueto W. J.A. 2002. Sistemas de producción para incrementar la productividad y sustentabilidad del maíz en la Comarca Lagunera , informe técnico. CELALA-CIRNOC. INIFAP.

- Reta S. D. G., J.S., Carrillo A., A. Gaytán M., E. Castro M. y J. A Cueto W. 2002a. Guía para cultivar maíz forrajero en surco estrecho. Folleto para productores N° 5. CELALA-CIRNOC. INIFAP.
- Romero L., María del R., A. Trinidad S., R. García E. Y R. Ferrara C. 2000. Producción de papa y biomasa microbiana en suelo con abonos orgánicos y minerales. *Agrociencia* 34:261-269.
- Salazar S E, A. Beltrán M., M. Fortis E., J. A. Leos R., J.A. Cueto W., C. Vázquez V. y J.J. Peña C. et al 2003 (b). Mineralización de nitrógeno en el suelo y producción de maíz forrajero con tres sistemas de labranza. *TERRA* 21:4:569-575.
- Salazar S E., Vázquez, C. J.A. Cueto W., M. Fortis H. y A. Beltrán H. 2001. Mineralización de nitrógeno en el suelo y producción de avena forrajera bajo tres sistemas de labranza. *Avances de investigación agropecuaria. UJED, FAZ. Venecia, Durango, México.*
- Salazar, S. E., Leos, R. J. A., Fortis H. M. y Vázquez V. C. 2002. Nitrogen Recovery and uptake by wheat and sorgum in stubble an no-tillage system. *Agrociencia*. 36: 433-440. 2002.
- Salazar, S. E. y Pérez S. C. 1999. Biodegradación de estiércol de bovino y su efecto en el cultivo de la Zanahoria. Tesis de Investigación DEP-FAZ-UJED. P. 1-90.
- Salazar-Sosa E., Lindemann W.C., Cardenas E., Christensen N.B., 1998 (a). Mineralización y distribución del nitrógeno a través de la zona radicular en dos sistemas de labranza bajo condiciones de campo. *TERRA*, Volumen 16, No 2, 163-172.
- Salazar-Sosa E., Lindemann W.C., Smith G., Cardenas E., 1998 (b). Comparación entre la Mineralización y la denitrificación potencial en dos sistemas de labranza bajo condiciones de laboratorio. *TERRA*, 16.2:173-180.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. 2000. Normas. México. D.F.
- Soper, R.J., G.J. Racz, and P.I. fehr. 1971. nitrate nitrogen in the soul as a means of predicting the Steve R. Evett, A. Terry Howell, and Arland D. Schneider 1995. Energy and water balances for surface and subsurface drip irrigated corn. *Microirrigation for a changing world: Conserving Resources/ Preserving the Environment*. ASAE publication 4-95.
- Teasdale, J.R. and A.A. Abdul-Baki (1995). Soil temperature and tomato growth associated with black polyethylene and hairy veth mulches. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 120:848-853.
- Tisdale y Nelson. 1982. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. Editorial UTEHA. México. D.F. pp. 760.
- University of Maryland and Food Safety (UMFDA). 2002. Mejorando la seguridad y calidad de frutas y hortalizas frescas: manual de formación para instructores. Symons Hall, Collage Park, MD 20742. USA.

- Wade, M.K. 1983. Mulching and green manure applications for continuous crop production in the Amazon basin. *Agron. J.* 75: 39-45.
- Yagodín B. A. 1982. *Agroquímica II*. Editorial Mir. URSS pp 464.

CAPITULO VI

IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE ESTIERCOL CAPRINO SOBRE LA PRODUCCION DE FORRAJE DE NOPAL (*Opuntia ficus-indica* L. Mill)

Héctor Idilio Trejo Escareño¹, Enrique Salazar Sosa¹ y José Antonio Chavarria Galicia²

1. Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED. idilio72@yahoo.com.mx y fazujed@yahoo.com.mx
2. Instituto Tecnológico de Torreón

INTRODUCCIÓN

El nopal (*Opuntia* spp) se localiza en todo el Continente Americano; es una planta rustica que responde favorablemente a la aplicación de estiércol y fertilizante químico, su costo de producción es muy bajo ya que requiere poco manejo y poca agua para satisfacer sus necesidades hídricas, en condiciones de temporal la precipitación mínima que requiere es de 200 mm por año. Sin embargo si se requiere para producción de tuna, forraje o verdura la cantidad requerida es mayor.

Las zonas áridas y semiáridas en México ocupan más de la mitad del territorio nacional y en estas áreas, las condiciones agroclimáticas dificultan la producción de forraje, por lo que la actividad ganadera enfrenta limitaciones para la alimentación adecuada del ganado. Esta situación ha provocado que los productores ganaderos acudan a la utilización de plantas adaptadas a condiciones adversas (Fuentes *et al.*, 2003).

En la Comarca Lagunera el nopal se maneja como huerto de traspatio para verdura y forraje ya que el nopal como forraje proporciona fibra y agua que son indispensables en la época de sequía para el ganado en pastoreo, esta cualidad es muy importante en esta región árida.

Marroquín (1964), menciona que especies vegetales del género *Opuntia* pueden ser usadas como forrajeras. En México se localizan 61 géneros de los 92 que existen en América del Norte, esto lo ubica como centro de diseminación (Fuentes *et al.*, 2003).

Carranza (2001), indica que el área ocupada de nopal para forraje en la parte norte y centro de México es de 15.84 % de la superficie total, donde justifican su uso por ser un forraje fresco, succulento, de buena palatabilidad y susceptible de explotarse durante todo el año.

El uso de estiércol o abono derivado de estiércol de animal cumple una función importante en el reciclaje de nutrientes orgánicos, en el desarrollo de una estructura de suelo fértil y contribuye al manejo de los desechos. Un manejo aeróbico apropiado del estiércol resultará en un producto beneficioso para la fertilidad del suelo y seguro desde una perspectiva de inocuidad de los alimentos (Suslow, 1997).

El reciclado apropiado del estiércol, y usado como abono orgánico, es determinante para mejorar la fertilidad natural del suelo y como consecuencia su calidad así como incrementar o mantener la producción de un cultivo determinado bajo condiciones de invernadero o campo (Salazar *et al.*, 2004).

El principal consumidor de forraje de nopal es el sistema de producción de caprinos y por lo tanto, es el estiércol de caprino una fuente importante de fertilización. En la comarca lagunera se tienen mas de 400 000 cabezas de ganado caprino los cuales generan 300 000 kg de estiércol diariamente es poco el uso y manejo adecuado que se le da a este estiércol además se desconoce cual es la dosis adecuada para la aplicación en cultivos, en la región se desconoce las técnicas confiables sobre el porcentaje de degradación del estiércol caprino a través de los años, así como tampoco de los nutrientes que deja disponibles en el suelo o de los posibles contaminantes que pudiera ocasionar en las plantas y el suelo (Rubio D. M., 1977).

El nopal se encuentra distribuido prácticamente en casi toda la republica su costo de producción es muy

bajo, para los animales como forraje es de gran beneficio la cantidad de agua y fibra que contiene el nopal evita que se mueran de sed y hambre en épocas de sequía los animales. El nopal al año consume 60 litros de agua, un exceso afecta en el desarrollo provoca pudriciones o generación excesiva de cladodios en plantas vigorosas pero sin frutos. En condiciones de temporal la precipitación mínima es de 200 mm año⁻¹ y para las plantaciones comerciales 600 mm año⁻¹ cuando mínimo.

Por lo anterior el principal objetivo de este trabajo es generar tecnología practica sobre la dosis mas adecuada de estiércol en la región y sus ventajas y desventajas con respecto a la aplicación con fertilizantes químicos y como estos interactúan con diferentes volúmenes de agua. Los resultados de investigación aquí presentados corresponden al tercer año de estar aplicando estiércol caprino y fertilizante químico en el mismo sitio.

IMPORTANCIA DEL NOPAL EN LA CAPRINOCULTURA.

La ganadería extensiva, desarrollada en zonas de condiciones áridas y semiáridas en México, se encuentra expuesta a una marcada temporada de estiaje, durante la cual la escasez de pastos es una situación común, lo que provoca mermas en la producción del ganado; a lo largo de dicha época, el nopal forrajero (*Opuntia* spp.) representa un recurso alimenticio importante por su capacidad de producción de cladodios suculentos, susceptibles de ser aprovechados como forraje para el ganado (Medina *et al.*, 2006). Esta planta se caracteriza por presentar alrededor de 5 % de proteína, una elevada concentración de carbohidratos solubles y calcio, además de la digestibilidad in situ a 48 horas de 68 %, FDN 47 % y FDA 16 % (Flores y Aguirre, 1992).

El nopal, como toda planta que se ha adaptado a las zonas áridas y semiáridas, realiza una eficiente utilización del agua disponible durante los aguaceros torrenciales que suelen ocurrir en estas regiones. El nopal es excelente para absorber grandes volúmenes de agua en corto tiempo y posteriormente, esta agua es usada muy eficientemente por largos periodos de tiempo (SAGARPA, 2005).

Estas características hacen que el nopal pueda ser aprovechado para conservar agua y suelo al ser sembrado en áreas estratégicas de los predios ganaderos. Además, puede ser un excelente forraje para el ganado si es complementado adecuadamente con proteína cruda. El nopal ha jugado un papel muy importante en la conservación de suelos, permitiendo la retención de la capa superficial y conservando

su humedad por un período de tiempo mayor. Normalmente se siembra en curvas a nivel, favoreciendo la captación de humedad que le permite alcanzar rendimientos satisfactorios de forraje que pueden ser aprovechados a través del año (SAGARPA, 2005).

La producción de nopaleras nativas del Noreste de México, bajo condiciones de temporal, tienen una producción sumamente variable, ya que pueden producir de 1 a 2 toneladas de materia seca por hectárea. Sin embargo, cuando se cultiva el nopal bajo condiciones óptimas como son: en alta densidad así como con riego y fertilización, es posible llegar hasta 40 toneladas de materia seca por hectárea (SAGARPA, 2005).

Composición química y características nutricionales del nopal (Shoop *et al*, 1997, Ramírez *et al*, 2000). (Cuadros 1 y 2)

Cuadro 1. Composición química y características nutricionales del nopal

Componente	Contenido
Base húmeda	
Humedad	88.0
Materia Seca	12.0
Base seca	
Proteína cruda, %	4.9
Fibra cruda, %	2.2
Extracto etéreo	1.1
Extracto libre de nitrógeno, %	69.7
Digestibilidad de la materia seca, %	64.0
Nutrientes digestibles totales, %	58.0
Fibra detergente neutro, %	36.8
Fibra detergente ácido, %	13.6
Lignina, %	1.1
Carbohidratos no estructurales, %	34.7
Energía metabolizable, Mcal/kg	2.1
Cenizas, %	22.5
Calcio, %	3.4

Cuadro 2. Proteínas crudas y cenizas en pencas tiernas y maduras en diferentes tipos de nopal.

Tipo y Variedad de Nopal	Edad de la penca	Proteína Cruda % (base seca)
Mina	Tierna	5.7
Mina	Madura	4.4 (-23 %)
Cacanapo	Tierna	6.3
Cacanapo	Madura	4.4 (-30%)
Cacanapo Chamuscado	Tierna	5.0
Cacanapo Chamuscado	Madura	3.9 (-22%)
Liso forrajero	Tierna	4.3
Liso forrajero	Madura	4.2(-2%)
Copena F1	Tierna	4.7
Copena F1	Madura	3.3 (-30%)
Pabellón	Tierna	4.0
Pabellón	Madura	3.9(-3%)

ANTECEDENTES DEL NOPAL

El nopal utilizado en nuestro territorio, tiene evidencias fechadas hace 7,000 años en semillas, cáscaras de tuna y fibras de pencas de nopal fosilizadas, encontradas en excavaciones realizadas en Tehuacan, Puebla.

Dentro de la historia de nuestro país, una imagen ligada a su desarrollo, la constituye el Nopal, elemento fundamental para la mitología histórica en la fundación de la cuna de la civilización azteca y su capital, Tenochtitlán. La planta llamada por los aztecas nochtli o nopalli, es una cactácea endémica del continente americano perteneciente a los géneros *Opuntia* y *Nopalea*. Se desarrolló en regiones áridas y semiáridas de nuestro país.

De un total aproximado de 104 especies de *Opuntia* y 10 de *Nopalea* clasificadas en nuestro país, se utilizan 24 especies para consumos diversos, 15 de ellas como nopal para forraje, seis para tuna, y tres para nopal verdura, siendo las últimas especies: *Opuntia ficus-indica*, *Opuntia robusta* y la *Nopalea*

cochellinifera; mismas que con sus diversas variedades existen en las principales zonas de producción de nuestro país.

A pesar de esto en nuestro país se ubican zonas ecológicas extensas donde se puede establecer su cultivo o desarrollo de vegetación natural (nopaleras) con buenos resultados.

Los estados que se mencionaran a continuación son los que cultivan el nopal verdura en nuestro país:

DISTRITO FEDERAL.

Se cultiva el nopal desde antes de la conquista en el mismo lugar, ahora conocido por el nombre de Milpa Alta. Este municipio es el mayor productor de nopal en nuestro país. en esta región se calculan unas 27,000 plantas de nopal por hectárea tomando en cuenta que son alrededor de unas 7,500 ha. Milpa Alta esta a una altura de 2,420 msnm con una precipitación anual de 756.1 mm y una temperatura promedio de 15.9 °C

MORELOS:

En este estado el productor más importante es el municipio de Tlalnepantla con cerca de 350 ha. y 450 productores de nopal verdura. Su altura es de 2,040 m sobre el nivel del mar, y con una temperatura de 18 °C.

PUEBLA:

En ella hay dos entidades nopaleras la primera comprende entre los municipios Atlixco y Cholula, la segunda esta en el municipio de Acatzingo ,en estas entidades se cultiva el nopal trueno.

La primera zona está a una altura de 2,000 msnm y su temperatura promedio es de 17 grados centígrados, con unas precipitaciones de 808 mm.

La segunda zona tiene una altura de 2,200 msnm, con una precipitación anual de 757 mm y una temperatura de 17 grados centígrados.

MICHOACÁN:

La producción de nopal verdura no está concentrada en un sólo lugar sino que se expande por todo el estado. Sin embargo, sobresale Uruapan que se encuentra al sur del estado, con 250 ha. En ella se

cultiva en un 90% el nopal blanco y en un 10% el nopal negro o verde. La región tiene una altura de 1300msnm, con una precipitación de 1,200mm y una temperatura de 20 °C.

GUANAJUATO:

En este estado al igual que en Michoacán se produce el nopal en muchas pequeñas áreas esparcidas por todo el estado, pero cuenta con una entidad llamada Valtierra que tiene aproximadamente 250 ha, en ella y en todo el estado se cultiva el nopal pelón, el de hule o el nopal negro. Esta región está a una altura de 1,720 msnm con una precipitación de 680 mm y una temperatura de 17.7 °C.

BAJA CALIFORNIA:

Es la excepción de los estados del norte, pues es el único en producir nopal y no consumirlo. En este estado se produce nopal por dos razones:

La primera es para exportarlo a los E.U.A. por las personas que emigran a este país y la segunda es para distribuirla por los grandes núcleos de población estadounidense de origen mexicano que consume nopal verdura en el estado de California. En esta región se produce nopal verdura en cuatro municipios: Mexicali, Tijuana, Ensenada, y Tecate.

JALISCO:

Son pequeñas zonas nopaleras, la más importante se encuentra cerca de lago de Chapala, su altura es de 1,550 msnm, con una precipitación anual de 880 mm y una temperatura de 20 °C.

OAXACA :

Aquí la producción de nopal se concentra en los valles del centro, encontrándose a una altura promedio de 1,550 msnm, con precipitaciones de 650 msnm, y un clima de 20.5 °C. (Cuadro 3 y figura 1)

Cuadro 1. Superficie cultivada con nopal verdura por entidad federativa, 2001

Entidad Federativa	Superficie (has).
Distrito Federal	7,500
Morelos	450
Puebla	400
Michoacán	318
Guanajuato	280
Baja California	150
Jalisco	120
Oaxaca	100

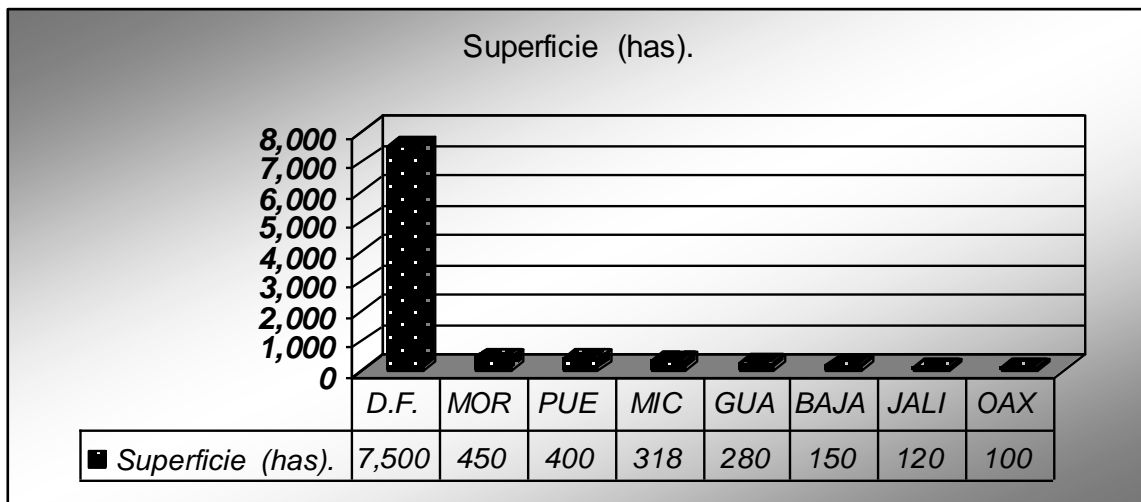


Figura 1. Superficie cultivada con nopal verdura por entidad federativa, 2001)

PRODUCTORES DE NOPAL VERDURA A NIVEL ORGANIZACIÓN

Se calcula que en nuestro país existen alrededor de 2,500 productores de nopal con unas 10,000 ha, sin embargo entre el D.F. y Morelos abarcan un 55 % de la producción y un 82% de la superficie que se destina al cultivo del nopal. En el D.F., el mayor productor es Milpa Alta,

Investigación en nopal

En la Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ-UJED), ubicada en el Km. 30 de la carretera Gómez Palacio Tlahualilo, Dgo. El campo agrícola experimental se localiza a inmediación del ejido Venecia, Dgo. Su localización geográfica es de 25° 40' 30'' Latitud Norte. y 102° 40' 30'' Longitud Oeste; se tiene un experimento con nopal *var.* Liso Forrajero desde 1999. con aplicación de diferentes dosis de estiércol caprino y fertilizante químico combinados con tres tratamientos de agua de riego, (Cuadro 4):

Las características del suelo que presenta la parcela experimental es del tipo migajón arcilloso la clasificación se realizo de acuerdo al triangulo de textura propuesto por USDA. El análisis químico presentó un pH moderadamente alcalino, una conductividad eléctrica normal, el contenido de carbonatos insolubles es moderadamente alto (Meléndez 1999).

Cuadro 4. Factores y tratamientos.

TRATAMIENTO	Factor B	Factor A
	Estiércol / fertilizante	Vol. de agua/planta/mes
1	Testigo	10 litros
2	40 ton/ha	20 litros
3	80 ton/ha	30 litros
4	120 ton/ha	
5	40-80-0	
6	80-80-0	
7	120-80-0	
8	40-160-0	
9	80-160-0	
10	120-160-0	

La aplicación de estiércol se hizo el voleo y con las labores culturales se incorpora el estiércol al suelo. Una recomendación que se hace es no aplicar el estiércol cerca de la planta ya que le quema los tejidos y se puede presentar la pudrición de la planta. Se realizaron escardas dentro del área mensualmente para disminuir la compactación del suelo y aumentar la aireación del mismo.

PRODUCCIÓN DE FORRAJE



En enero 2007 la producción de forraje de nopal con una densidad de 6666 plantas por hectárea fue de 400 t ha⁻¹ en los tratamientos de estiércol caprino en promedio mientras que con los tratamientos químicos, el mejor fue el de 80-160-00 con una producción media de 600 t ha⁻¹; sin embargo el resto de los tratamientos de fertilizante químico semejan la producción de los tratamientos con estiércol caprino. (figura 2)

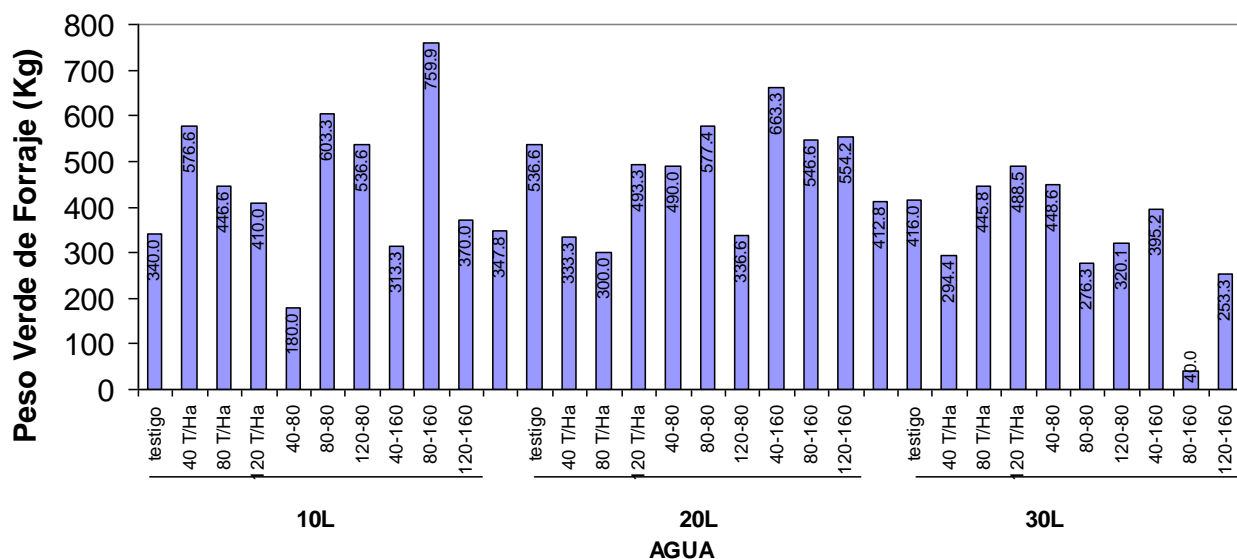


Figura 2. Producción de forraje verde por hectárea, en la variedad Lisa forrajero, CAE-FAZ-UJED, 2007.

El número de cladodios por planta así como su ancho, largo y grueso, justifican las altas producciones anuales ya que obtenemos un buen número de raquetas y de muy buen tamaño, como se puede observar en las figuras 3, 4 y 5.

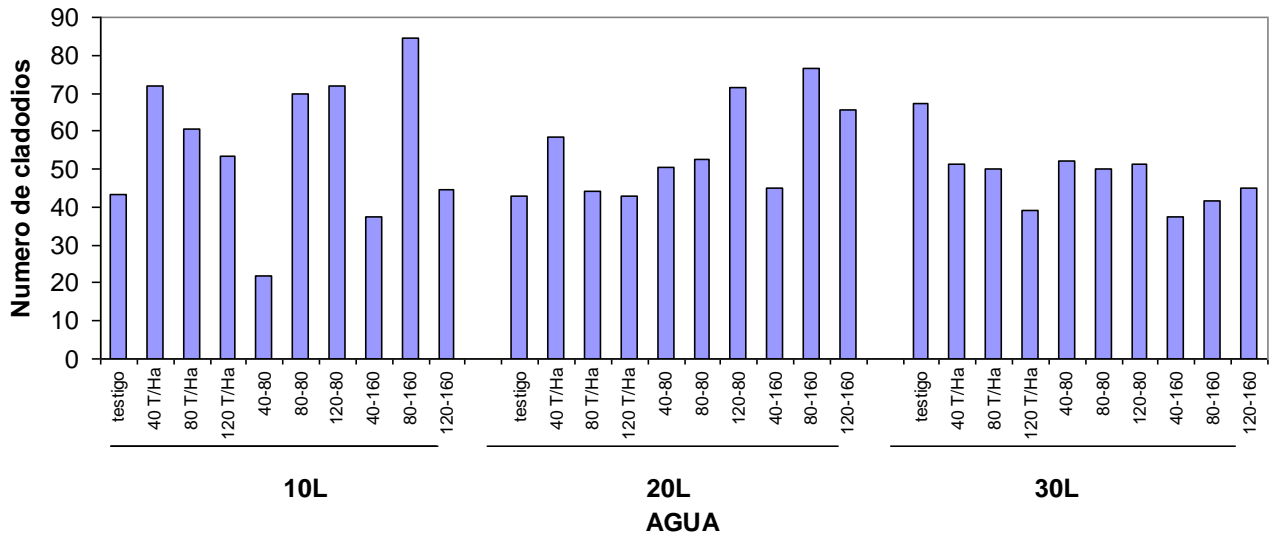


Figura 3 Número de cladodios por planta, en la variedad Lisa forrajero, CAE-FAZ-UJED, 2007.

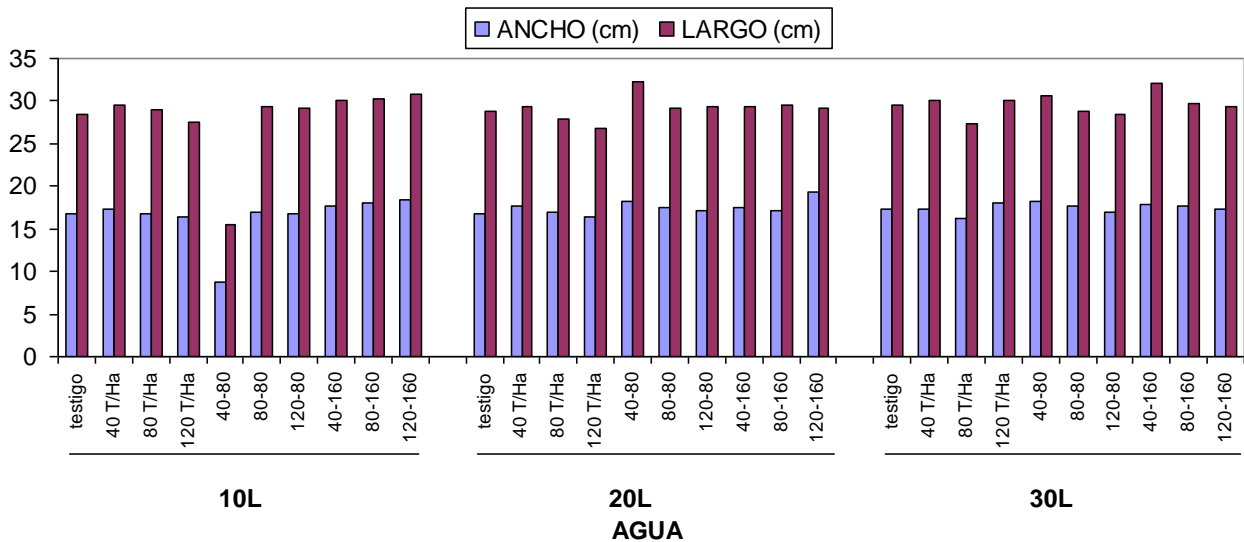


Figura 4 Ancho y largo de cladodios por planta, en la variedad Lisa forrajero, CAE-FAZ-UJED, 2007.

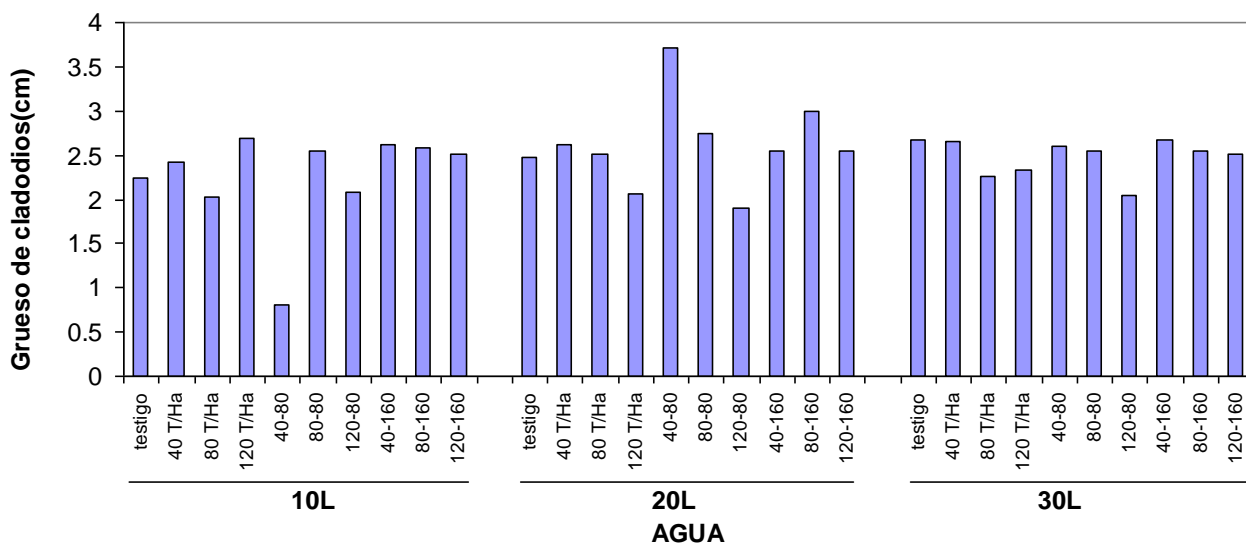


Figura 5 Grueso de clodios por planta, en la variedad Lisa forrajero, CAE-FAZ-UJED, 2007.

Con respecto a la Proteína Cruda (PC), en la fecha del 28 de mayo, el tratamiento 120-160-00 kg ha⁻¹ y 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada con el 10.25 % de PC es el más sobresaliente, el estiércol caprino con 80 ton ha⁻¹ y 30 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada presenta el 10.06 % de PC, en el testigo con 30 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada, con 9.31 % de PC, entre estos tratamientos hay una diferencia no estadística de 1.85 % y de 9.17 % con respecto al testigo respectivamente (Figura 6). En la fecha del 14 de octubre, el mayor porcentaje se presenta con el estiércol caprino con 80 ton ha⁻¹ y 10 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada con 7.44 % de PC, el tratamiento que le siguió fue el de fertilizante químico 120-160-00 kg ha⁻¹ y 10 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada con 7.22 %, el testigo con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada, con 5.12 % de PC, entre los tratamientos hay una diferencia estadística de 2.96 % y de 31.18 % con respecto al testigo (Figura 6). Esto refleja la bondad del estiércol ya que al estarse biodegradando lentamente a través del tiempo su efecto en la disponibilidad del nitrógeno inorgánico en suelo fue mayor y consecuentemente en porcentaje de proteína se vé incrementado en esta ultima fecha (figura 6); lo que no sucede con el fertilizante químico ya que este se biodegrada rápidamente y queda disponible para plantas y microorganismos en no mas de una semana después de su aplicación por lo

que su efecto en planta después de varios cortes no se refleja (Salazar et al 1998); Flores y Bauer, 1977; Borrego y Burgos, 1986 presentan el rango de 2.78 a 8.92 % de PC.

La Fibra Detergente Neutro (FND) (figura 7) en la primera fecha de muestreo el tratamiento mas alto fue el de 40-160-00 kg ha⁻¹ con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada. En los tratamientos de estiércol caprino el mas alto fue 120 ton ha⁻¹ con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada, estos presentaron un porcentaje de 38.29 % y 37.23 % respectivamente, el testigo con 30 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada presentó 33.67 %. En la segunda fecha de muestreo el tratamiento 80-80-00 kg ha⁻¹ con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada y el de estiércol caprino (120 ton ha⁻¹ con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada) presentaron un porcentaje de 26.53 y 25.59 % respectivamente y el testigo con 30 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada presento un porcentaje de 23.98 siendo este una vez más inferior en FND. Entre los resultados obtenidos, se observa que no hay una diferencia amplia entre los tratamientos. Granados y Castañeda, 1977; Revuelta, 1963. Mencionan que los cladodios a mayor edad aumenta la digestibilidad de la fibra, en el corte del 28 de mayo hay mas tiempo de diferencia entre cortes (123 días) y en el corte del 14 de octubre es menor el tiempo entre los cortes de producción con 81 días que de acuerdo a lo mencionado la diferencia de días puede dar la diferencia en el contenido de FND, ya que en el primer corte el porcentaje fue mayor que en el segundo y todavía mayor con respecto al testigo en un 4.6 %.

La digestibilidad in Vitro (DIV) es el porcentaje estimado del alimento que se digiere (figura 8). Para la fecha del 28 de mayo (a los 78 días de la aplicación de los tratamientos) anteriormente se muestran los resultados en donde no hubo diferencia estadística entre el testigo con 30 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada con 95.71% y el tratamiento de estiércol (40 ton ha⁻¹ con 10 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada) con 95.67% de DIV, estos resultados fueron muy similares al tratamiento de fertilizante químico con 120-160-00 kg ha⁻¹ con 20 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada el cual presento un 94.55 %. En la fecha del 14 de octubre (a los 217 días de la aplicación de estiércol) se muestran los resultados del análisis bromatológicos de la planta no habiendo diferencia estadística entre el de fertilizante químico 80-160-0 kg ha⁻¹ con 30 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada y el de estiércol caprino (40 ton ha⁻¹ con 10 L planta⁻¹ mes⁻¹ de volumen de agua aplicada) con 95.94 % y 95.76 % de DIV, estos resultados fueron muy similares con respecto al testigo y al menos en este año, a medida que la aplicación de estiércol se incrementa la DIV disminuye hasta un 93.7 % aproximadamente, sin embargo Ríos, 1964; Rojas et al, 1966, mencionan que el nopal en estado

deshidratado la DIV es de 58.5 %, en estado fresco es de 64.7 %, por lo que los valores que se muestran en este experimento son superiores ya que varían del 93 al 95.9 %, con esto resultando superior a los que mencionan los autores. Posteriormente se debe a que la DIV varia entre variedades y como la variedad Lisa forrajera que se está estudiando en este trabajo es mas especifica para forraje y mas adaptada a la región, posiblemente estos factores contribuyeron a una mayor DIV con respecto a otras variedades de la región y del país.

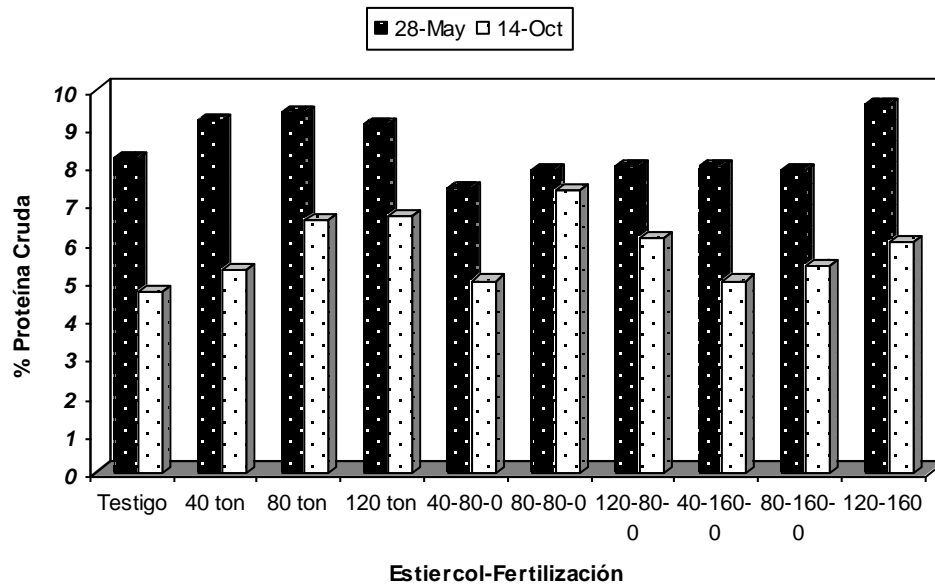


Figura 6. Porcentaje de proteína cruda por tratamiento en dos fechas de muestreo.

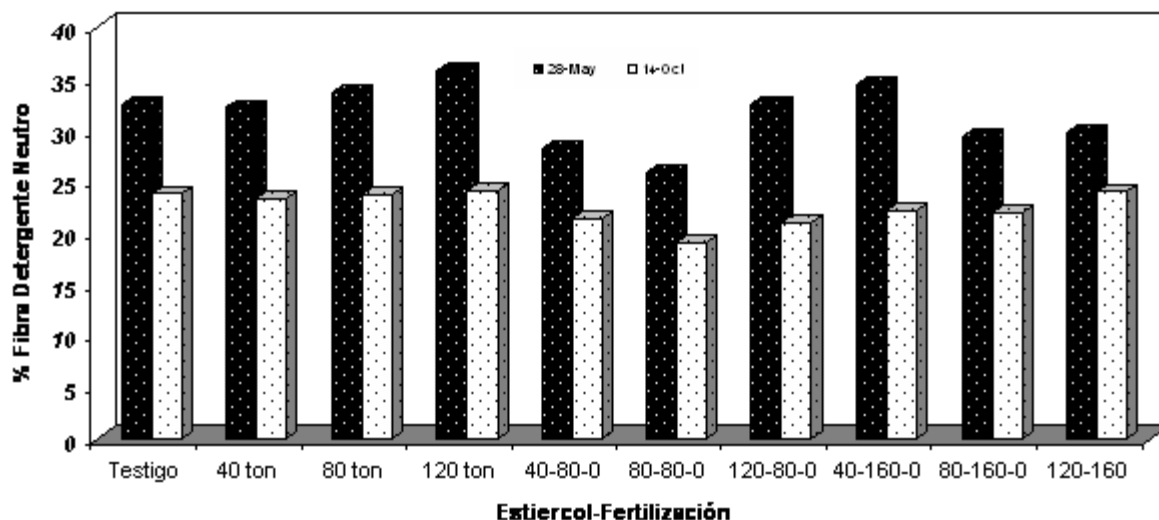


Figura 7. Porcentaje de fibra detergente neutro por tratamiento en dos fechas de muestreo.

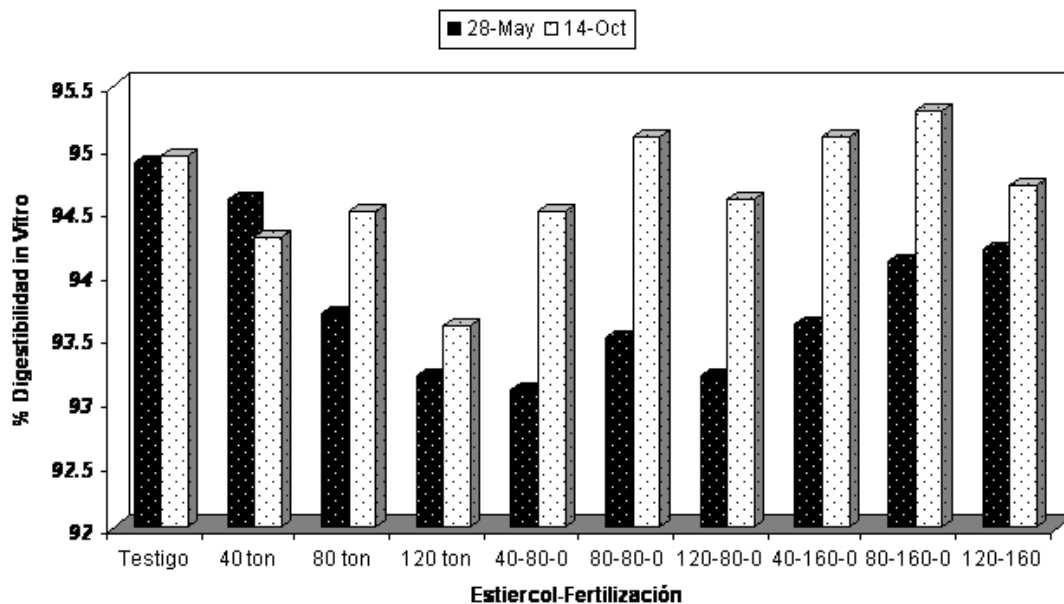


Figura 8. Porcentaje de digestibilidad in vitro por tratamiento en dos fechas de muestreo.

En el cuadro 5 en el suelo los análisis muestran una clara tendencia en el aumento de materia orgánica y conductividad eléctrica, así como en la concentración del ion sodio especialmente en los tratamientos

de estiércol caprino, se observan los datos de los parámetros de suelo analizado antes y después de aplicar el estiércol.

Cuadro 5. Análisis de suelo en nopal forrajero. DEP-FAZ-UJED.2006.

Trat	pH	CE	MO	Mg	Na	Ca	NO ₃
T1	7.3	1.34	1.66	4.8	5.35	11.2	10.5
T2	7.5	2.30	2.21	3.2	5.61	8	27.0
T3	7.5	1.26	2.35	10	5.06	32.4	80.0
T4	7.4	1.92	2.90	15.6	7.8	29.6	60.0
T5	7.3	1.19	1.45	4	6.84	7.2	10.5
T6	7.4	1.30	1.38	2.4	5.53	3.6	9.5
T7	7.2	1.15	1.31	4	7.31	7.2	10.5
T8	7.2	0.73	1.31	5.2	6.58	5.6	12.0
T9	7.3	0.93	1.38	2.8	8.22	6	11.5
T10	7.2	2.00	1.38	3.6	9.16	5.6	12.0

En lo referente a pH no hay cambios considerables, pero si con respecto a magnesio, calcio y nitratos. Esto refleja el efecto de la aplicación de estiércol después del 4º año en que se inició el estudio, considerándose en nitratos, sodio y conductividad eléctrica que los valores encontrados rebasan los límites permisibles por lo que un cuidado especial se debe de tener con aplicaciones continuas de estiércol a dosis de 80 y 120 ton ha⁻¹.

CONCLUSIONES

Aun cuando la comarca lagunera no tiene grandes predios dedicados a la producción de nopal, se puede sostener una buena producción de forraje del mismo fertilizando solo con estiércol caprino y aplicando un solo riego en la época mas crítico de calor.

El nopal forrajero representa una alternativa para el caprinocultor social, que manejo hatos de razas criollas y encastadas

La planta (cladodios) en su análisis bromatológico presento niveles altos de nutriente en sus tratamientos, en donde sobresale el fertilizante químico con 80-80-00, 40-160-00 y 120-160-00 kg ha⁻¹ en comparación con los de estiércol caprino no hay una diferencia amplia.

LITERATURA REVISADA

- Borrego E.F. y Burgos V.N. 1986. El Nopal. UAAAN de Saltillo
- Carranza, S. J. A. 2001. Caracterización morfológica del cladodios de *Opuntia spp.* del campo experimental de la URUZA. U. A. Ch. Tesis profesional. Chapingo. Mex. Pp 82.
- Flores, V.C.A.; Aguirre, J.R.R. El nopal como forraje. 1.ed. México: Universidad Autónoma Chapingo, 1992. 60p.
- Fuentes, Rodríguez Jesús. Manuel, Jiménez Cruz. Leobardo, Suárez, García.
- García E., 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen, Indianápolis 30. México. 18 D.F.
- Lorenzo, Torres, Hernández. Manuel, Murillo, Soto María. Elena López, González, Juan José, y Ortiz de la Rosa, Benjamín. 2003, Evaluación nutricional de cuatro especies de nopal (*Opuntia spp*) forrajero. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo Coahuila México.
- Marroquín, J. S. 1964. Estudio ecológico y dasonómico de las zonas áridas del Norte de México. INIF. Publicación Especial. México, D. F. pp 166.
- Medina Romo Marco, Gustavo Tirado Estrada, Ignacio Mejia Haro, Isaac Camarillo Solís, Carlos Cruz Vásquez. 2006. Digestibilidad in situ de dietas con harina de nopal deshidratado conteniendo un preparado de enzimas fibrolíticas exógenas. Instituto tecnológico el Llano. Aguascalientes, México.
- Meléndez M.O.R 1999. Efecto de la biodegradación de estiércol de caprino comparando con la fertilización mineral en el desarrollo radical y producción del nopal.
- Rodríguez S.E. Y Nava C.A., 1988. Nopal “Riqueza Arqueológica de México”. SEP-SEIT-DGETA.

Rubio D.M 1977. La utilización del estiércol en la agricultura y su uso potencial en la comarca lagunera .Seminarios técnicos vol. 4, num 5, CIAN, pp 14-19.

SAGARPA, 2005, Memorias de producción ovina en Nuevo León.

Salazar Sosa Enrique, José Dimas López Martínez, Rafael Zúñiga Tarango, Cirilo Vásquez Vásquez, Manuel Fortiz Hernández, Jesús Vital Silva. 2004. Uso y aprovechamiento del estiércol como alternativa nutricional en invernadero. Agrofaz, Venecia, Gómez Palacio, Durango.

Salazar-Sosa E 1998. Mineralización y distribución del nitrógeno a través de la zona radicular en dos sistemas de labranza bajo condiciones de campo. TERRA. 16: 2: 163-172.

SAS Institute Inc., (1996). SAS for windows. Release 6-12 version 4.0.1111. SAS Compus Drive. North. Carolina. U.S.A.

Suslow Trevor V., 1997, Los abonos de estiércol: una perspectiva de seguridad alimentaria microbiana. Universidad de California.

Zúñiga T. R., Cueto W. J.A, Olivares S. E. Y Salazar S. E. 2002. Crecimiento radical de nopal con diferentes dosis de nitrógeno en hidroponia. Terra 21:41-45.

CAPÍTULO VII

EFFECTO DE COMPOSTA EN EL RENDIMIENTO DE NOPAL VERDURA

Bernardo Murillo-Amador¹, Narciso Y. Ávila-Serrano², Alejandra Nieto-Garibay¹, José Luís García-Hernández¹, Enrique Troyo-Diéguez¹, Arnoldo Flores-Hernández³, Edgar O. Rueda-Puente⁴, Ricardo D. Valdez-Cepeda⁵ e Ignacio Orona-Castillo⁶

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) Mar Bermejo No. 195 Col. Playa Palo de Santa Rita. Tel. +52-612-123-84-84. Fax. +52-612-123-85-25. La Paz, Baja California Sur C.P. 23090, México. Autor para correspondencia: E-mail: bmurillo04@cibnor.mx.

² Universidad del Mar. Puerto Escondido, Oaxaca, México.

³ Universidad Autónoma Chapingo. URUZA. Bermejillo, Durango, México.

⁴ Universidad de Sonora, Santa Ana, Sonora, México.

⁵ Universidad Autónoma Chapingo, CRUCEN. Zacatecas, Zacatecas, México.

⁶ Universidad Juárez del Estado de Durango. FAZ. Venecia, Durango, México.

INTRODUCCIÓN

México posee muchos recursos naturales, tanto en sus zonas de bosques como en las áridas o semiáridas del territorio. El nopal se encuentra como uno de estos recursos y es una planta representativa del país que desde hace siglos se ha aprovechado de diversas maneras, principalmente para la alimentación humana, con fines medicinales y de nutrición, así como para la alimentación de ganado; sin embargo, a la fecha no ha sido aprovechado todo su potencial. Por sus características, las diferentes especies de nopal representan buenas alternativas para los agricultores de las zonas áridas del país; a diferencia de otras especies que se producen actualmente como maíz, trigo, otras gramíneas y leguminosas y hortalizas; que requieren condiciones de desarrollo demasiado

sofisticadas y grandes inversiones para su producción. El nopal es una planta rústica que por sus características fisiológicas puede cultivarse y producir a un bajo costo sin menoscabo del rendimiento. Por otro lado, en diferentes localidades del país, los investigadores se han dado a la tarea de mejorar los sistemas productivos de nopal cuidando los diferentes aspectos de la producción; es decir, el manejo de fertilización y riegos, manejo de plagas y los demás relacionados con la agronomía de la planta. En este sentido, se tiene el conocimiento que la materia orgánica beneficia los suelos, ya que mejora las condiciones físicas y químicas de éstos, impide su compactación y facilita las labores de cultivo. Con la incorporación de materiales de origen vegetal y animal, como el estiércol, residuos de cosecha de plantas cultivadas, es posible lograrlo, ya que al incorporarse con el suelo, inician su descomposición por la acción de los microorganismos presentes. Al descomponerse, actúan como mejoradores de las condiciones físicas y permiten que los nutrientes puedan ser asimilados, a la vez que se retiene una mayor humedad en el suelo. Una de las alternativas de utilización en la agricultura como abono orgánico lo constituye la composta, que es el producto final de los procesos bioquímicos que sufre la basura orgánica para descomponerse y finalmente reincorporarse como tierra al ciclo natural que sigue toda materia orgánica, por lo que es poco probable que represente un daño al ambiente. Debido a que es un proceso natural, su costo de producción es bajo, además de proporcionar al suelo todas las características físicas, químicas, biológicas y de nutrición que pueden hacerlo sustentable. Por todo lo anterior la composta representa una alternativa muy atractiva en la actividad agrícola (Nieto-Garibay *et al.*, 2002).

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del sitio de estudio

El presente estudio se realizó en el campo del centro de propagación vegetativa (CEPROVEG), propiedad del Gobierno del Estado de Baja California Sur, ubicado en el Valle de El Carrizal, a 23° 20' 47" Norte y 110° 16' 14" Oeste, en el Municipio de La Paz, Baja California Sur. El clima de la región es de tipo BW y BS, desértico y seco según la clasificación de Köppen, con temperaturas máxima 33.9°, mínima 10.7° y media de 22° C. La precipitación se presenta estacionalmente en verano e invierno, siendo las de mayor volumen de julio a septiembre y representando 221 mm anuales. El tipo de suelo dominante en la región de estudio es aluvial de origen secundario, topografía plana, profundo, buen drenaje, textura franca con pH neutro de 6.85 (6.6 a 7.5), no salino, pobre en materia orgánica, niveles bajos en calcio, nitrógeno y magnesio, nivel alto en fósforo y libre de pedregosidad superficial.

El experimento se realizó en condiciones de riego por goteo, con agua de calidad C2 S1 Wilcox (buena calidad).

Conducción del experimento

En el presente estudio se utilizaron cuatro diferentes cultivares de nopal verdura (Italiana, Villanueva, Copena V-1 y Jalpa) mismos que fueron donados por el Centro Regional Universitario Centro Norte (Zacatecas, México) de la Universidad Autónoma Chapingo. El cultivar Copena V-1, se ha seleccionado para verdura, principalmente por su capacidad para la producción de brotes suculentos, sin espinas, sin acidez y poca baba, sus brotes presentan resistencia a heladas en períodos de retorno largos en invierno. El cultivar Italiana ha sobresalido durante mucho tiempo en Milpa Alta, D.F., presenta brotes de buena calidad, con un poco más de espinas que las Copenas, con sabor agrio y poca baba, es el cultivar o variedad de mayor consumo en la ciudad de México y la principal zona productora de ésta variedad es la Delegación de Milpa Alta, D.F. Los cultivares Jalpa, junto con Copena V-1, se encuentran ampliamente difundidos en otras regiones del país y presentan brotes de buena calidad y con mayor resistencia a climas secos.

Antes de realizar la plantación de los cultivares, el terreno se barbechó a una profundidad de 30 cm, realizándose además, un rastreo cruzado a una profundidad de 10 a 20 cm y la nivelación correspondiente. Se utilizaron cladodios o pencas con una edad de 1 año, libres de plagas (cochinilla, principalmente) y enfermedades, seleccionando aquellos cladodios con dimensiones promedio de 30 cm de largo por 20 cm de ancho y cuya herida de corte estuviera cicatrizada completamente, evitando con ello daños por pudrición. Los cladodios se plantaron enterrando al menos un tercio inferior del cladodio, con el corte hacia abajo, orientado en las direcciones este-oeste, evitando con ello que los rayos solares incidieran directamente sobre la superficie del cladodio y provocaran quemaduras severas.

En cuanto a la densidad de plantación, los cladodios de los cultivares en estudio se plantaron en camas de 90 cm de ancho, a doble hilera, 50 cm entre planta y bajo el sistema de tresbolillo, con una separación de 1.80 m entre camas, para una densidad de plantación de 11,000 plantas ha⁻¹. Los cladodios se plantaron en el mes de marzo, dado que las condiciones climáticas fueron más favorables para ello y después de un mes de plantados, se realizó una revisión exhaustiva de todas los cladodios para verificar que no estuvieran podridas, quemadas por el sol, dañadas severamente por plagas o enfermedades o por fauna silvestre (rata de campo, tuza, liebres, conejos, etc.) y en los casos cuando se encontraron cladodios dañados, se sustituyeron por pencas sanas y fuertes.

En la plantación se realizaron pasos de rastra a una profundidad entre los 5 y los 10 cm, esto con el fin de conservar por mayor tiempo la humedad del suelo y permitir un desarrollo adecuado de las raíces, al mismo que se eliminaron malezas. El riego se realizó utilizando sistema de riego por goteo (cintilla superficial), con una frecuencia semanal (3 horas semana⁻¹) y una lámina de 20 mm.

La cosecha de los brotes tiernos (nopalitos) se realizó semanalmente, cuando los brotes presentaban un tamaño entre los 15 a los 25 cm de longitud, dependiendo del cultivar evaluado. En cuanto a la forma de realizar la cosecha, ésta se realizó manualmente y consistió en tomar el brote de la base (protegiendo la mano de la persona con guante de cuero) y cortarlo con cuchillo en la unión de la penca madre y el brote, procurando no ocasionar daños para evitar infecciones o enfermedades en la penca o planta madre.

Tratamientos, variables evaluadas y análisis estadístico

Los tratamientos consistieron en evaluar los cuatro cultivares anteriormente mencionados, a los cuales se les aplicó la composta en dos dosis (0 y 6.5 t ha⁻¹), misma que se incorporó en los primeros 15 cm del suelo. La composta utilizada se elaboró con estiércol de bovino y paja de residuos de cosecha de maíz y garbanzo. Las características físico-químicas de la composta fueron: 1.25 % de calcio, 0.36 % de sodio, 1.78 % de potasio, 1.89 % de hierro, 1.05 % de magnesio, 2.19 % de fósforo, 157.9 ppm de manganeso, 21.84 ppm de cobre, 25.94 % de materia orgánica y un pH de 6.73.

La distribución de los tratamientos en el campo se realizó bajo un diseño de bloques completos al azar con arreglo bifactorial, con tres repeticiones. Las variables evaluadas fueron el número de brotes cosechados, la cual consistió en contabilizar los brotes cosechados en las tres plantas previamente seleccionadas al azar dentro de cada parcela experimental; el peso promedio de brote, el cual se calculó al dividir el número de brotes cosechados entre el peso fresco de brotes; largo de brotes, el cual se midió desde la base del brote hasta el extremo superior del mismo, utilizando para ello una regla graduada en centímetros; ancho de brotes, que se midió en la porción media del brote, es decir, en la parte más ancha, utilizando una regla graduada en centímetros; succulencia de brote (grosor de la penca), la cual se midió en tres partes del brote, base, parte media y parte superior del brote y posteriormente se obtuvo un promedio, la medición se realizó con un vernier digital (GENERAL, No. 143, GENERAL Tools, Manufacturing Co., Inc. New York, USA); el peso fresco de brote se midió al pesar todos los brotes cosechados de las tres plantas seleccionadas en cada parcela, con esta variable y considerando la densidad de plantación de la parcela (11,000 plantas ha⁻¹) se estimó el rendimiento (t

ha⁻¹) de brote (nopalitos). Se realizaron análisis de varianza y comparaciones múltiples de medias (Tukey HSD, $p < 0.05$).

RESULTADOS

Número de brotes cosechados

El análisis de varianza realizado para esta variable mostró diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=13.12$, $p=0.0007$) y entre genotipos ($F_{44,3}=4.52$, $p=0.007$), mientras que para la interacción no se detectaron diferencias significativas ($F_{44,3}=1.38$, $p=0.26$). El cuadro 1 muestra que el mayor número de brotes cosechados se presentó en las plantas de nopal donde se aplicó la composta. Por otro lado, en la figura 1 se observa que los cultivares Italiana y Jalpa mostraron el mayor número de brotes cosechados, seguido del cultivar Copena y el cultivar Villanueva, éste último mostró la menor cantidad de brotes cosechados.

Ancho de brotes

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=6.13$, $p=0.017$) mientras que para las fuentes de variación genotipos y la interacción no se detectaron diferencias significativas. El cuadro 1 muestra que el ancho de brotes fue mayor en aquellas plantas de nopal donde se aplicó la composta.

Suculencia de brotes

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=6.02$, $p=0.018$) mientras que para las fuentes de variación genotipos y la interacción no se detectaron diferencias significativas. El cuadro 1 muestra que la suculencia de brotes fue mayor en las plantas de nopal donde se aplicó el tratamiento con composta.

Peso fresco de brotes

El análisis de varianza realizado para esta variable mostró solamente diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=15.34$, $p=0.0003$), mientras que entre genotipos y la interacción no se detectaron diferencias significativas. El cuadro 1 muestra que las plantas de nopal sometidas al tratamiento de composta, presentaron los mayores pesos frescos de brotes.

Peso promedio de brotes

El análisis de varianza realizado mostró diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=5.17$, $p=0.02$), mientras que entre genotipos y la interacción no se detectaron diferencias

significativas. El cuadro 1 muestra que las plantas de nopal sometidas al tratamiento de composta, presentaron los brotes con mayor peso promedio.

Rendimiento de brotes

El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre tratamientos de composta ($F_{44,1}=15.34$, $p=0.0003$), mientras que entre genotipos y la interacción no se detectaron diferencias significativas. El cuadro 1 muestra que las plantas de nopal sometidas al tratamiento de composta, presentaron los mayores rendimientos de brotes.

La variable largo de brotes no mostró diferencias significativas para ninguna de las fuentes de variación consideradas como tratamientos en el experimento.

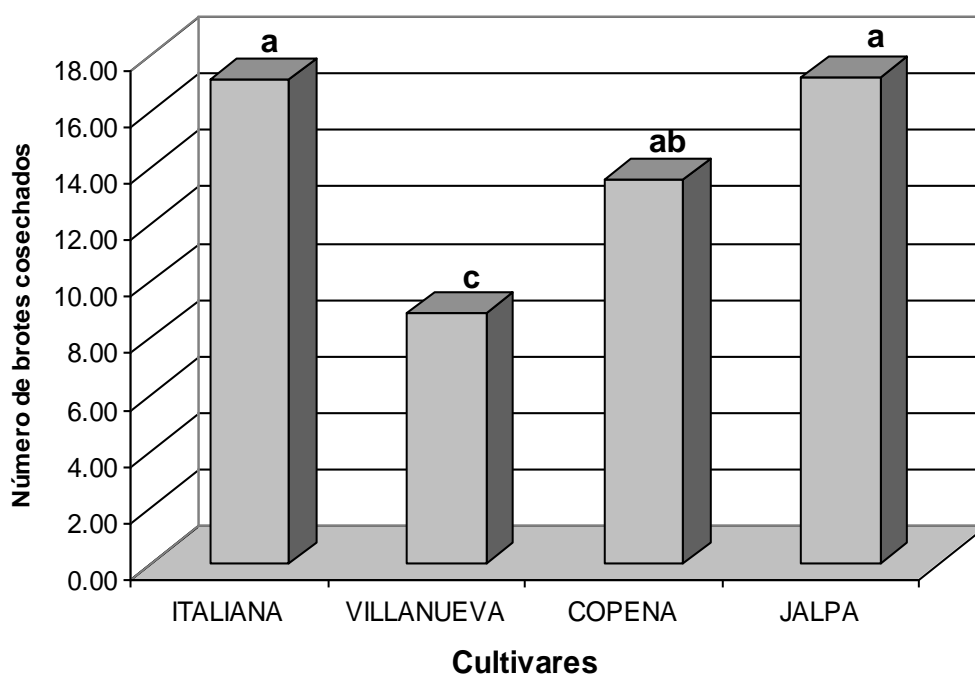


Figura 1. Número de brotes cosechados de cuatro cultivares de nopal bajo tratamiento de fertilización orgánica (composta). Barras con misma literal no difieren estadísticamente (Tukey HSD, $p<0.05$).

Cuadro 1. Respuesta de la fertilización orgánica (composta) en la producción de nopal verdura.

Fertilización orgánica	Número de brotes cosechados	Ancho (cm)	Suculencia (mm)	Peso fresco (kg)	Peso promedio (g)	Rendimiento (t ha ⁻¹)
Con composta	17.6 a*	10.26 a	11.42 a	1.78 a	98.17 a	6.55 a
Sin composta	11.1 b	8.22 b	9.04 b	1.02 b	77.86 b	3.75 b

* Medias en columna con misma literal, no difieren estadísticamente (Tukey HSD, $p < 0.05$).

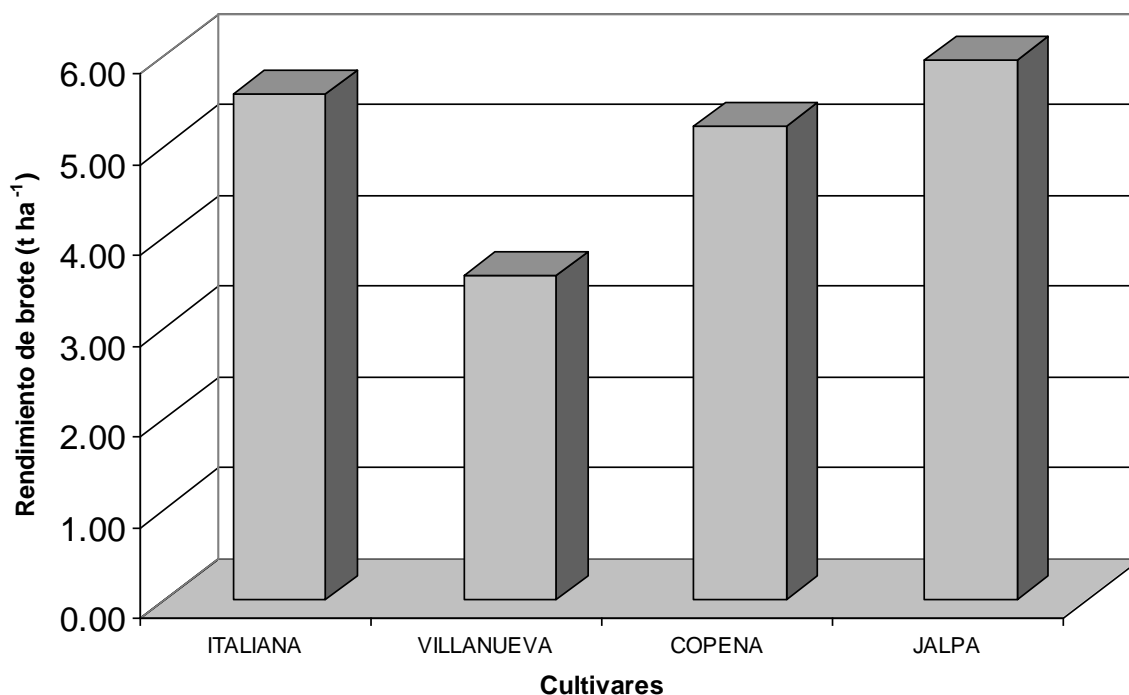


Figura 2. Rendimiento de brote de cuatro cultivares de nopal bajo tratamiento de fertilización orgánica (composta).

DISCUSIÓN

Los resultados de la evaluación de los cultivares mostraron diferencias significativas solo para la variable número brotes cosechados, donde el cultivar Jalpa seguido del cultivar Italiana presentaron el mayor número de brotes. Aunque la variable rendimiento no mostró diferencias estadísticas significativas, numéricamente, los rendimientos mayores los mostraron los dos cultivares anteriores, mientras que el cultivar Villanueva mostró los rendimientos menores (figura 2), además, este cultivar al

igual que Copena V-1, mostraron susceptibilidad extrema al ataque por la plaga conocida como cochinilla. Dada la adaptación de los cultivares Italiana y Jalpa a las condiciones agroecológicas del municipio de La Paz, estos cultivares son recomendables para su explotación en el municipio de La Paz, Baja California Sur.

Por otro lado, la composta es una de las alternativas de utilización en la agricultura como abono orgánico. Este material de origen tanto animal como vegetal, es una fuente rica en nutrientes y aporta materia orgánica al suelo beneficiando con ello la conservación del mismo. Para el presente estudio, los resultados que se obtuvieron al aplicar una dosis de 6.5 t ha^{-1} , muestran que en todas las variables medidas (excepto largo de brotes) de los cuatro cultivares evaluados, los valores mayores se presentaron en las plantas de nopal bajo el tratamiento de composta (Cuadro 1). En este sentido, los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Murillo-Amador *et al* (2001) en La Paz, B.C.S., quienes utilizando pencas de la variedad Copena V-1, con los tratamientos (T1) 75% de suelo + 23% de composta de estiércol bovino con paja de residuos de cosecha + 2% de harina de langostilla; (T2) 75% de suelo + 23% de composta de estiércol bovino con paja de residuos de cosecha + 2% de harina de pescado; (T3) 75% de suelo + 25% de composta de estiércol bovino con paja de residuos de cosecha, (T4) 75% de suelo + 25% de estiércol bovino y (T5) suelo del campo experimental del CIBNOR, encontraron que las variables número de brotes "nopalitos", longitud de brotes, área foliar de brotes, peso fresco de brotes, peso seco de brotes y succulencia de brotes, mostraron valores superiores en el tratamiento correspondiente a 75% de suelo + 23% de composta de estiércol bovino con paja de residuos de cosecha y 2% de harina de pescado, siendo esta mezcla de productos la mejor en cuanto a las variables directamente relacionadas con la producción de "nopalitos". Asimismo, el tratamiento que corresponde a 75% de suelo + 23% de composta de estiércol bovino con paja de residuos de cosecha + 2% de harina de langostilla, fue estadísticamente igual que el tratamiento anterior en todas las variables anteriormente mencionadas, demostrando con esto que la combinación de subproductos de origen animal terrestre (composta de estiércol de bovino) y animal marino (harina de pescado y harina de langostilla) tuvieron un mejor efecto en cuanto a la producción de "nopalitos", así como en resto de las variables relacionadas con la producción de nopal verdura.

Por otro lado, es importante considerar que la composta que se vaya a utilizar como fertilizante orgánico, puede ser producto de hojas secas, paja, pastos secos, estiércol de gallina, estiércol de vaca, estiércol de caballo y/o cualquier desecho de basura orgánica (Nieto-Garibay *et al.*, 2002). Acorde con lo planteado por estos mismos autores, para incrementar significativamente los rendimientos en los cultivos, son necesarias grandes cantidades de composta, sin embargo, cantidades o dosis menores

mejoran la estructura del suelo y ayudan al crecimiento de la planta, tal y como se determinó en el presente estudio, donde la mayoría de las variables evaluadas, mostraron valores superiores en el tratamiento con composta, cuya dosis no fue alta pero el efecto sobre la planta fue positivo y favorable para el rendimiento y sus componentes.

Otro estudio reportado por Murillo-Amador *et al* (2000) sobre fertilización orgánica en nopal para las condiciones agroecológicas del estado de Baja California Sur, obtiene resultados similares a la presente investigación en cuanto a que las variables número de brotes cosechados, peso fresco y seco de brotes, largo y ancho de brotes, área de brotes y peso promedio de brotes mostraron diferencias significativas, donde todos los valores promedio de las variables, aumentaron conforme se aumentaron los niveles en las dosis de estiércol bovino, a excepción de la variable número de brotes, que fue estadísticamente igual a las dos dosis de fertilización, concluyéndose que de las tres dosis de estiércol bovino utilizadas (0, 400 y 800 t ha⁻¹), la mejor fue la de 800 t ha⁻¹. En este sentido, existe evidencia que la respuesta de las plantas de nopal a la aplicación de materia orgánica beneficia los suelos, ya que mejora las condiciones físicas y químicas de éstos, impide su compactación y facilita las labores de cultivo. Con la incorporación de materiales de origen vegetal y animal, como el estiércol, residuos de cosecha de plantas cultivadas, es posible lograrlo, ya que al incorporarse con el suelo, inician su descomposición por la acción de los microorganismos presentes. Al descomponerse, actúan como mejoradores de las condiciones físicas y permiten que los nutrientes puedan ser asimilados, a la vez que se retiene una mayor humedad en el suelo. Por tal motivo, la Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA, 1992) recomienda que una vez enraizada la planta de nopal, se aplique abono orgánico en una cantidad de 8 a 10 kg de estiércol seco por planta. La fertilización tiene una respuesta positiva a la combinación de estiércol y fertilizantes químicos, esto incrementa la respuesta en términos de crecimiento, rendimiento y calidad de los frutos. Otros estudios (Vázquez-Alvarado y Gallegos-Vázquez, 1997a) referidos al uso de fertilización orgánica (estiércol) en nopal han obtenido resultados similares a los de la presente investigación. Estos autores utilizaron los mismos cultivares de nopal verdura de la presente investigación (Villanueva y Jalpa) y dosis de estiércol (200, 400 y 600 t ha⁻¹) y encontraron que las dosis de 400 y 600 t ha⁻¹ de estiércol produjeron el mayor número de brotes totales. Continuando con su investigación, Vázquez-Alvarado y Gallegos-Vázquez (1997b) realizaron una segunda evaluación y encontraron que en la dosis de 600 t ha⁻¹, la longitud y el peso de nopalitos fueron mayores con respecto a las dosis de 200 y 400 t ha⁻¹. Con relación a los cultivares y coincidiendo con la presente investigación, no se detectaron diferencias significativas en rendimiento, aunque los resultados de estos autores indicaron que el peso de nopalitos fue mayor en el cultivar Villanueva y el número de nopalitos

fue mayor en el cultivar Jalpa. Los resultados anteriores con respecto a los cultivares, son una evidencia que los requerimientos nutricionales en general, del nopal, dependerán del propósito de producción, de la especie o variedad y de las condiciones climáticas y de producción bajo la cual se encuentren establecidos, considerando que lo más importante será realizar un estudio exploratorio tanto de la planta como del suelo, para verificar el estado nutrimental de ambos antes de realizar una recomendación de fertilización, ya sea química u orgánica. En este mismo sentido, los estudios realizados en la zona productora de nopal por excelencia en nuestro país (Milpa Alta, D.F.), lugar donde se aplican volúmenes de fertilizante orgánico (estiércol de bovino) que van desde las 250 a las 500 t ha⁻¹ (Fierro-Álvarez, 1997), muestran que al probar dosis de abono vacuno (100, 200, 400 y 600 t ha⁻¹) encontraron (Fierro-Álvarez *et al.*, 1999) que el número de brotes por planta no es influenciado por las dosis de abono, sin embargo el número de nopalitos cortados si dependió del abono aplicado, pues los mejores tratamientos fueron con 600 y 400 t ha⁻¹ de estiércol. El crecimiento longitudinal de los nopalitos fue mayor en los tratamientos con 600, 400 y 200 t ha⁻¹, respectivamente. En cuanto a la variable ancho de brotes, los valores mayores se presentaron en la dosis de 600 t ha⁻¹. La producción total por hectárea fue mayor en la dosis mayor de abono (600 t ha⁻¹). Por otro lado, para la zona de La Laguna, Coahuila, Orona-Castillo *et al* (2000) recomiendan que para proporcionar mayor cantidad de nutrientes al suelo antes de plantar nopal verdura, así como de contribuir a mejorar su estructura física, antes del rastreo debe aplicarse una capa de estiércol bovino a razón de 40 kg de estiércol por cada 10 m² de superficie.

Otros estudios en nopal mencionan que es una planta que responde muy bien a la aplicación de fertilizantes o abonos, recomendándose aplicar de 50 a 100 toneladas de estiércol de cabra, de vaca o de caballo por hectárea, mezclándolo muy bien con los 25 cm superiores del suelo (García y Grajeda, 1991). Además, en general el género *Opuntia* tiende a formar asociaciones con *Acacia* y principalmente con el género *Prosopis*, ambas de la familia de las leguminosas que pueden fijar biológicamente el nitrógeno y, el nopal responde muy bien a aplicaciones de estiércol y fertilizaciones nitrogenadas por lo que sería interesante proponer estudios de ésta índole (Rzedowski, 1994).

El nopal es una especie con una alta interacción con el medio ambiente por lo que la absorción de nutrientes y el crecimiento vegetativo estarán en función del genotipo. Por otro lado, es posible considerar que existe información suficiente sobre estudios de fertilización orgánica en nopal verdura, forrajero y tunero; sin embargo, se requiere realizar investigación en cada una de las regiones y parcelas de productores de nopal, dada la interacción que presenta esta especie con las condiciones ambientales, lo que propicia se presenten diferentes resultados incluso con estudios similares. Así, es

común encontrar información donde se aplican tanto los fertilizantes químicos como los orgánicos, es decir, la combinación de ambos, obteniéndose resultados muy positivos en la producción de esta especie tal y como lo reporta Flores (1994), quien reconoce que en la producción de nopalitos se utilizan grandes cantidades de abono, cubriéndose las calles de 10 a 15 cm cada dos o tres años en las plantaciones tradicionales; sin embargo, muchos productores aplican fertilizantes químicos, de una a tres veces al año, por lo general utilizan urea o sulfato de amonio. Para el caso del sistema intensivo, la aplicación de abono se lleva a cabo cada año y los niveles de estiércol por hectárea varían de 100 a 200 toneladas; el nitrógeno de 100 a 200 kg y el fósforo de 80 a 100 kg ha⁻¹. En este sentido, se ha demostrado que el estiércol combinado con fertilizantes minerales incrementa la respuesta en términos de crecimiento, rendimiento y calidad de los frutos, atribuyéndose esta respuesta positiva, a la aplicación conjunta de fertilizantes minerales y orgánicos a las siguientes causas (1) los fertilizantes minerales liberan rápidamente los nutrimentos y satisfacen las necesidades inmediatas de la planta; (2) el estiércol por presentar descomposición lenta y prolongada, constituye un abastecimiento continuo de nutrimentos, además proporciona elementos menores, que normalmente no se aplican con los fertilizantes minerales y (3) los estiércoles contribuyen a mejorar las características físicas, químicas y biológicas del suelo, lo cual ayuda a hacer más eficiente el uso de los nutrimentos disponibles en el suelo y del agua contenida en el suelo.

Diversos estudios (Méndez y Martínez, 1988; Nobel *et al.*, 1987; Nerd *et al.*, 1991; Nerd y Mizrahi, 1992; Nobel *et al.*, 1987; Nobel 1998; Valdez-Cepeda y Blanco-Macías, 2002; Méndez, 1990; Mondragón y Pimienta, 1990; Nerd y Mizrahi, 1992; Nerd *et al.*, 1991; Mondragón, 1994; Murillo-Amador, 1996; Aquino y Barcenás, 1999; De la Rosa-Hernández y Santana-Amaro, 1998; Barrientos, 1965, 1972; Estrada *et al.* 1999a y b; Cadena-Carabantes, 2001) han demostrado lo señalado en el párrafo anterior, realizando ensayos con esta especie y utilizando diversos tratamientos de fertilización química (N, P, K, etc.) y orgánica (estiércoles), sin embargo, muchos estudios han reportado que se debe tener cuidado con respecto a la fertilización nitrogenada, ya que el nopal posee la particularidad de absorber y acumular fácilmente nitratos en sus nopalitos y cladodios y pueden alcanzar niveles tóxicos para personas y animales que los consumen. Asimismo, señalan que las prácticas de fertilización a recomendar en nopal deben ser substancialmente distintas según los fines de producción que se persigan.

CONCLUSIONES

El uso de composta en nopal verdura tuvo un efecto positivo en las variables evaluadas, dado que la mayoría de ellas, mostraron diferencias significativas, así como los valores mayores en el tratamiento donde se utilizó este abono orgánico.

Los cultivares mejor adaptados a las condiciones agroecológicas del Municipio de La Paz, específicamente al Valle de El Carrizal y en el período comprendido de la evaluación, fueron los cultivares Italiana y Jalpa, mismos que son recomendables para su explotación en la zona del municipio de La Paz, Baja California Sur, además no mostraron susceptibilidad al ataque de la plaga conocida como cochinilla silvestre.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de las diferentes fuentes de financiamiento para realizar la presente investigación, destacando el proyecto SAGARPA-CONACYT (clave SAGARPA-2004-C01-14), la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA), el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., el Gobierno del Estado de Baja California Sur y la Fundación Produce Baja California Sur, A.C. Un merecido reconocimiento y agradecimiento al personal técnico del CIBNOR, Carmen Mercado Guido, Martín Aguilar García, Raymundo Ceseña Núñez, Mario Benson Rosas, Lidia Hirales Lucero, Adriana Rojas Hernández, Enrique Ramos López, Luis Landa Hernández y Álvaro González Michel, por el apoyo para realizar los análisis y estudios sobre la especie, incluyendo los de campo y de laboratorio. Al Dr. Tsuneyoshi Endo e Ikumi Nakao y otros estudiantes de la Universidad de Tottori, Japón, a todos ellos por su valiosa colaboración para el éxito de la investigación.

LITERATURA CITADA

- Aquino, P.G. y Barcenas, O.N.M. 1999. Cría de cochinilla para la producción de grana y sus posibilidades de resurgimiento en México. En: Aguirre, R.J.R. y Reyes, A.J.A. (Editores). Memorias del VIII Congreso Nacional y VI Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento de nopal. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P. México. p. 288.
- Barrientos, P.F. 1965. El nopal y su utilización en México. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 26, 87:94.
- Barrientos, P.F. 1972. Rendimiento del nopal (*Opuntia ficus-indica* var. Copena F-1) a diferentes densidades. Rama de Genética. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.

- Cadena-Carabantes, M. 2001. Estudio preliminar de fuentes y dosis de nitrógeno, fósforo y potasio en la producción de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica* L. Mill). Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, B.C.S. México. 75 p.
- CONAZA. 1992. Nopal cultivo alternativo para las zonas áridas y semiáridas de México. Edit. Comisión Nacional de las Zonas Áridas, Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de la Reforma Agraria. Saltillo, Coahuila, México.
- De la Rosa-Hernández, J.P. y Santana-Amaro, D. 1998. El Nopal, usos, manejo agronómico y costos de producción en México. CONAZA-UACH-CIESTAAM. México. 182 p.
- Estrada, L.A., Davis, A.Jr y Fred, T. 1999a. Micorriza arbuscular y fertilización con fósforo en plantas micropropagadas de nopal (*Opuntia amylacea* Tenore cv. 'reina'). En: Aguirre, R.J.R. y Reyes, A.J.A. (Editores). Memorias del VIII Congreso Nacional y VI Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento de nopal. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S. L. P. México. p. 23.
- Estrada, L.A., Morales, G.D., Martínez, H.J.J y Contreras, A.L. 1999b. Efecto de la fertigación sobre el crecimiento y nutrición de plantas micropropagadas de ocho variantes de nopal (*Opuntia spp*). En: Aguirre, R.J.R. y Reyes, A.J.A. (Editores). Memorias del VIII Congreso Nacional y VI Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento de nopal. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S. L. P. México. p. 59.
- Fierro-Álvarez, A. 1997. Producción de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica*) utilizando altos volúmenes de fertilizante orgánico (estiércol de bovino) en Milpa Alta. Memorias del VII Congreso Nacional y V Congreso Internacional sobre conocimiento y aprovechamiento del nopal. Vázquez-Alvarado, R., Gallegos-Vázquez, C., Treviño-Hernández, N. y Días-Torres, Y. (Compiladores). Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. pp. 133-134.
- Fierro-Álvarez, A., Gonzáles-López, M.M. y Rodríguez-Abundis, F. 1999. Producción de nopalito (*Opuntia ficus-indica*) con cuatro dosis de estiércol fresco en la región de Tulyehualco, D.F. En: Aguirre-Rivera, J.A. y Reyes-Agüero, J.A. (Editores). Memorias del VIII Congreso Nacional y VI Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento del nopal. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. pp. 77-78.
- Flores-Hernández, A. 1994. El Nopal (*Opuntia spp*). Universidad Autónoma Chapingo. Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas. México. Folleto de Divulgación. 16 p.

- García, V.A. y Grajeda, G.J.E. 1991. Cultive nopal para verdura. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de México, México. 18 p.
- Méndez, G. 1990. Efecto de la fertilización química y orgánica en tres formas de nopal (*Opuntia spp.*) sobre el rendimiento, en una plantación comercial de Ojocaliente, Zacatecas. Memorias, 1a. Reunión Internacional sobre el nopal su conocimiento y aprovechamiento. Edit. Univ. Aut. Agraria "Antonio Narro". Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. pp. 207-213.
- Méndez, G.S. y Martínez, H.J. 1988. Efecto de la fertilización química y orgánica sobre el rendimiento de tres variedades de nopal (*Opuntia spp.*) en una plantación comercial. En: López, G.J.J. y Ayala, O.M.J. (Editores). Programas y resúmenes. 3a. Reunión Nacional y 1a. Reunión Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento del nopal. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila, México. pp. 207-241.
- Mondragón, J.C. 1994. Fertilización del nopal tunero. En: Gastón, E.F. y Méndez, G.S.J. (Editores). Memorias del 35 aniversario. Aportaciones técnicas y experiencias de la producción de tuna en Zacatecas. Colegio de Postgraduados. CECCAM, Morelos, Zacatecas. pp. 40-43.
- Murillo-Amador, B. 1996. Parámetros fisiotécnicos de eficiencia y productividad de nopal verdura (*Opuntia spp.*) bajo condiciones de producción intensiva. Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro". Tesis de Maestría. Fitomejoramiento. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. 113 p.
- Murillo-Amador, B., Troyo-Diéguez, E. y Villaseñor-Beltrán, A. 2000. Efectos del estiércol de bovino en cultivares de nopal verdulero (*Opuntia spp.*) introducidos a Baja California Sur, México. En: Aguirre-Rivera, J.A. y Reyes-Agüero, J.A. (Editores). Memorias del VIII Congreso Nacional y VI Internacional sobre el conocimiento y aprovechamiento del nopal. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. pp. 87-88.
- Murillo-Amador, B., Vélez-Moncada, M., Flores-Hernández, A. y Larrinaga-Mayoral, J.A. 2001. Fertilización orgánica con subproductos de origen animal en la producción de nopal verdura (*Opuntia spp.*). Memorias del IX Congreso de la Sociedad Mexicana de Ciencias Hortícolas. Editores. Horticultura Mexicana. Vol. 8(3):11.
- Nerd, A., Karady, A. and Mizrahi, Y. 1991. Out-of-Season prickly pear: Fruit characteristics and effect of fertilization and short droughts on productivity. Hort. Sci (5), 527-529.
- Nerd, A. and Mizrahi, Y. 1992. Effects of fertilization on prickly pear production in Israel. In: Proc. 3rd Annual Texas Prickly Pear Council. Kingsville, Tx. pp. 1-4.

- Nieto-Garibay, A., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Amador, B., García-Hernández, J.L., Larrinaga-Mayoral, J.A. 2002. La composta: importancia, elaboración y uso agrícola. Edit. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, B.C.S. México. 86 p.
- Nobel, P.S., Russell, E.Ch., Felker, P., Galo, J. y Acuña, E. 1987. Nutrient relations and productivity of prickly pear cacti. *Agron. J.* 79(3): 550-555.
- Nobel, P.S. 1998. Los incomparables agaves y cactus. 1a. Edición. Editorial Trillas, S.A. de C.V., México, D.F. pp. 111-112.
- Orona-Castillo, I. 2001. Corte y manejo post-cosecha de nopalito. Desplegable No. 13. INIFAP. CENID-RASPA. Gómez Palacio, Durango, México. 4 p.
- Orona-Castillo, I., Flores-Hernández, A. y Rivera-González, M. 2000. Manual para el establecimiento y manejo del nopal verdura bajo riego por goteo en la Comarca Lagunera. CENID-RASPA. Gómez Palacio, Durango, México. 18 p.
- Rzedowski, J. 1994. Vegetación de México. LIMUSA. 1ª. Edición. 6ª reimpresión. México. 432p.
- Valdez-Cepeda, R., Blanco-Macías, F. 2002. Fertilización-nutrición en nopal. En: Murillo-Amador, B. y Troyo-Diéguez, E. (Editores). Actualización en el manejo del cultivo del nopal. Segundo taller de divulgación y actualización sobre nuevos cultivos para zonas semiáridas. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, B.C.S. México. pp. 6-14.
- Vásquez-Alvarado, R. y Gallegos-Vázquez, C. 1997a. Efecto de altos niveles de estiércol en la producción de dos variedades de nopal verdura. Memorias del VII Congreso Nacional y V Congreso Internacional sobre conocimiento y aprovechamiento del nopal. Vásquez-Alvarado, R., Gallegos-Vázquez, C., Treviño-Hernández, N. y Días-Torres, Y. (Compiladores). Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. pp. 148-149.
- Vásquez-Alvarado, R. y Gallegos-Vázquez, C. 1997b. Efecto del estiércol vacuno en el segundo año de producción de nopal verdura. Memorias del VII Congreso Nacional y V Congreso Internacional sobre conocimiento y aprovechamiento del nopal. Vásquez-Alvarado, R., Gallegos-Vázquez, C., Treviño-Hernández, N. y Días-Torres, Y. (Compiladores). Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. pp. 148-149.

CAPITULO VIII

AGRO REUTILIZACIÓN DE LA ORINA HUMANA

**Pablo Preciado Rangel¹, Edgar Omar Rueda Puente, Miguel Ángel Segura Castruita¹,
Anselmo Gonzáles Torres**

1. Instituto Tecnológico de Torreón ppreciado@yahoo.com.mx

INTRODUCCIÓN

La fertilización inorgánica desempeña un papel fundamental en la nutrición vegetal de los cultivos; sin embargo, el manejo inadecuado de los fertilizantes químicos causa daños en la salud humana y al medio ambiente. Lo anterior ha provocado la necesidad de implementar técnicas de producción enfocadas al uso eficiente de los recursos, con el objetivo de realizar una agricultura sustentable (Ruiz, 2004).

Una alternativa, para este fin es la agricultura orgánica. Este sistema de producción utiliza residuos orgánicos [estiércoles, residuos de cosecha y composts] para fertilizar o abonar los cultivos. Estos residuos, además de mejorar las propiedades físicas del suelo, proporcionan nutrimentos esenciales para la nutrición de los cultivos, permitiendo en algunos casos, cubrir parcial o completamente, la demanda de algunos nutrientes por el cultivo, permitiendo obtener rendimientos similares a los obtenidos con la fertilización inorgánica.

Países como Suecia, Japón, China, Tailandia y Alemania, utilizan la orina humana (OH), como una fuente orgánica, en la producción de cultivos, debido a que tiene una gran cantidad de nutrimentos en forma asimilable (Winblad *et al.*, 1999; Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2005). La OH es inocua por lo que puede ser aplicada directamente a las plantas sin ningún tratamiento. Sin embargo, se recomienda su almacenamiento por algunos meses, tiempo en el cual la hidrólisis de la urea, el contenido de amonio, la temperatura y el pH, destruyen microorganismos patógenos y disminuyen el

riesgo de una infección viral, minimizando los riesgos potenciales para la salud humana (Mitscherlich y Marth, 1984., Hoglund *et al.*, 1998).

Composición Nutricional de la orina

Una persona produce al año 550 litros de orina, lo que en términos de nutrientes representa 4 kg de N, 0.365 kg de P y 1 kg de K (Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004).

En un estudio realizado en Alemania por Fittschen y Hahn, (1998); compararon la orina humana y la orina del ganado vacuno, encontraron en la orina humana un pH de 6.3, CE de 15.9 dS m⁻¹, N 6.7 g L⁻¹, Urea 5.9 g L⁻¹, NH₄ 0.33 g L⁻¹, P 0.54 g L⁻¹, K 1.83 g L⁻¹, Cl 3.6 g L⁻¹, además no presenta Pb, Cd, Zn. y en la orina de vaca se encontró un pH de 8.6, CE de 35 dS m⁻¹, N 5.2 g L⁻¹, urea 2.2 g L⁻¹, NH₄ 0.04 g L⁻¹, P 0.06 g L⁻¹, K 16.2 g L⁻¹ y sin Pb, Cd y Zn; por lo que concluyeron que ambos tipos de orina son completamente diferentes.

La orina humana contiene los nutrientes necesarios para las plantas. El promedio de sus análisis son: pH 9.1, Nitrógeno total (NT) 3 g L⁻¹, P 0.82 g L⁻¹, K 2 g L⁻¹, Na 1.5 g L⁻¹, coliformes fecales <2 Unidades formadoras de colonias (UFC) [Arroyo y Bulnes, 2000].

Variabilidad en la composición de la orina humana

En un estudio realizado por Hoglund *et al.*, (2000); al sur de Tailandia sobre la composición de la excreta humana, con los habitantes de tres zonas diferentes y clasificados por edad, sexo, ocupación, religión y tipo de residencia revela que no hubo ninguna diferencia significativa entre la edad, sexo, ocupación o religión. Con lo cual se concluye que en términos promedio la composición química de la orina es similar en todas las personas.

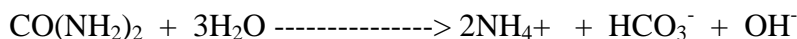
La descomposición de la urea

La orina es una solución concentrada e inestable. Después de la recolección en los sanitarios de separación, la orina normalmente es almacenada durante varios días o incluso semanas. Durante el almacenamiento, ocurre la hidrólisis de la urea al amoníaco y bicarbonato, causando un aumento en el pH. Este alto pH provoca la precipitación del fosfato del calcio, la estruvita (MgNH₄PO₄) y la calcita. Como resultado el 90 % de nitrógeno total está presente como amoníaco o amonio, el pH está cerca de 9, y por lo menos 30 % de fósforo se precipita (Udert *et al.*, 2003).

Después de la hidrólisis de la urea se llega a alcanzar un pH de hasta 9.1. (Hanaeus y Johansson, 1996). Después del almacenamiento, la orina contiene una cantidad grande de amoníaco (NH₃) que puede

volatizarse de la solución de orina si está agitada durante el transporte o aplicación como fertilizante (Hellström *et al.*, 1999).

Durante el almacenamiento la urea es convertida en amonio de acuerdo a la siguiente ecuación (Hanaeus y Johansson, 1996).



pH y conductividad eléctrica en la orina humana

El pH inicial de la orina (fresca) es normalmente de 6 (Guyton, 1987; Hoglund *et al.*, 1998), después de la completa hidrólisis de la urea la orina alcanza valores de pH de entre 8.9 y 9.1 (Udert *et al.*, 2003).

La orina al salir de nuestro cuerpo esta ácida con un pH de 5; después de 15 días de almacenamiento se vuelve alcalina pH 9-10 (Arroyo y Bulnes, 2000).

Si se agrega NaOH al recipiente que contiene la orina ésta incrementa el pH y el nivel de no disociación del amonio y por tanto trae consigo un efecto positivo en la higienización, un pH muy bajo (menor de 3) evita el crecimiento bacteriano y estabiliza sustancias como las cátelominas (Hoglund, 2001).

La adición de ácido inhibe el proceso de descomposición de la urea, por lo que hay que aplicar el ácido antes de que el proceso de descomposición inicie (Hanaeus *et al.*, 1996).

Para inhibir la descomposición de la urea se ponen 60 me de ácido acético o sulfúrico por litro de orina y esto inhibe por 100 días o más la descomposición de la urea durante el periodo de almacenamiento (Hellstrom *et al.*, 1999).

Fittshen y Hahn (1998) reportan para la orina humana una C.E. de 15.9 dS m⁻¹ en muestras de orina fresca.

Almacenamiento de la orina humana

En algunos países como en Suecia almacenan la orina por algunos meses antes de su utilización, para que los posibles microorganismos mueran. El tiempo de supervivencia de los microorganismos siempre es corto a altas temperaturas (Mitscherlich y Marth, 1984).

El tiempo de almacenamiento necesario para utilizar la orina como fertilizante puede ser corto en climas tropicales. También al almacenar la orina humana disminuye el riesgo de infección viral por ingestión accidental (Hoglund *et al.*, 1998), durante el periodo de almacenamiento los posibles

patógenos no sobreviven y esta se puede contaminar en el transporte, el siguiente cuadro sirve de guía para el tiempo de almacenamiento de la orina humana.

Cuadro 1. Relación del tiempo de almacenamiento de la orina, el contenido de patógenos y la recomendación para su utilización.

Temperatura	Tiempo de almacenamiento	Posible presencia de patógenos	Cultivos
4 °C	≥ 1 mes	Virus y protozoarios	Forraje y cultivos procesados
4 °C	≥ 6 meses	Virus	Forraje y cultivos procesados ¹
2° °C	≥ 1 mes	Virus	Forraje y cultivos procesados ²
20 °C	≥ 6 meses	Probablemente ninguno	Todos los cultivos*

*: Los cultivos que son consumidos en fresco, es recomendable suspender la aplicación un mes antes de la cosecha

Fuente: Jönsson *et al.* 2000)

Riesgo microbiológicos en la orina humana

La principal dificultad que presenta la orina humana para su aceptación como fertilizante es de carácter psicológico, ya que la creencia compartida es que la excreta humana es sucia y es una forma de transmitir enfermedades. Pero con el método de saneamiento en el cual la excreta se almacena a temperaturas por encima de 20 °C durante seis meses resulta clave para cambiar dicha barrera (Hoglund *et al.*, 1998 y Hoglund, 2001).

Con temperaturas de 40 °C hay una seguridad de que no sobrevivirán los huevos de helminto, también con altas concentraciones de amoníaco y temperaturas alrededor de 30 °C no sobreviven (Ghiglietti *et al.*, 1995). La importancia de la alta temperatura como un agente destructor es evidente como lo muestra el estudio de Gaasenbeeck y Borgsteede (1998), quienes sistemáticamente mostraron que los huevos de helminto son rápidamente destruidos al aumentar la temperatura y disminuir la humedad relativa cuando la orina se aplica al suelo y lo mismo sucede con la *shistosoma mansoni miracidia*

quien no puede sobrevivir si el suelo está caliente y seco (Andersson *et al.*, 1982; Tchounwou *et al.*, 1992). La supervivencia de *shistosoma mansoni miracidia* es reducida a una temperatura de 35 °C, También con un incremento en la salinidad del 0.9 % o a un pH de 9 (Tchounwou *et al.*, 1992), se puede asumir que la supervivencia de huevos de helminto y *shistosoma mansoni miracidia* puede ser reducida o eliminada en orina salada, el incremento del pH a través de la urea y con el incremento de la temperatura. El amonio, el alto pH y la temperatura arriba de 20 °C son factores importantes en la destrucción de microorganismos patógenos como la *salmonella* (Heinonen-Tanski *et al.*, 1998), y muchos virus (Turner *et al.*, 1999). Debido a lo señalado con anterioridad la orina puede aplicarse sin tratamiento alguno (solo almacenada) ya que por lo generalmente es estéril.

Utilización de la orina humana en la agricultura

La orina humana es un fertilizante líquido con alto contenido de nutrientes para las plantas y generalmente está libre de patógenos, por lo que puede utilizarse directamente como fertilizante, después de un tiempo de almacenamiento (Winblad *et al.*, 1999).

Cada persona saludable produce una excreta que contiene elementos nutritivos que son necesarios y pueden ser utilizados como fertilizantes para la nutrición de plantas (Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004). De acuerdo con Wolgast (1993), la cantidad anual de excreta humana de una persona corresponde a la cantidad de fertilizante necesaria para producir 250 kg de cereal que es la cantidad promedio de cereal que una persona requiere consumir por año.

Los nutrimentos más críticos para la producción agrícola y hortícola alrededor del mundo son el nitrógeno, fósforo y el potasio (Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004).

Una persona produce aproximadamente 5.7 kg de nitrógeno, 0.6 kg de fósforo y 1.2 kg de potasio por año. De la excreta humana la orina contiene el 90 % de nitrógeno, 50 a 65 % de fósforo, y 50 a 80 % de potasio (Wolgast, 1993; Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004).

La orina humana contiene nitrógeno en forma de urea y se ha utilizado en cebada, (Kirchmann y Petterson, 1995; Steineck *et al.*, 1999; Richert Stintzing *et al.*, 2002) tanto en campo como en invernadero y en jardín con pasto, papas, verduras y ornamentales (Malkki y Heinonen-Tanski, 1999).

La fertilización de nitrógeno necesaria para la cebada es de 100 kg ha⁻¹ aproximadamente correspondiente a 10 m³ de orina ha⁻¹ o 1 litro m⁻² (Steineck *et al.*, 1999; Albod, 2002).

La orina fresca pudiera contener algunos microorganismos, debido a que algunas personas pueden emitir en la orina microorganismos patógenos o huevos de helminto. Las concentraciones de metales pesados en la orina humana son mucho más bajas que las encontradas en la mayoría de los fertilizantes

industriales. Este alto contenido de nutrientes y su calidad higiénica hacen de la orina un valioso recurso para la fertilización (Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004).

En Suecia se practica la desviación de orina, los agricultores recolectan la orina almacenada por una cuota y la aplican a sus cultivos con maquinaria (Winblad *et al.*, 1999).

Si la fertilización con orina es hecha cuidadosamente en el tiempo y la cantidad adecuada y ésta es incorporada directamente al suelo, el nitrógeno de la orina tiene la misma eficiencia que el nitrógeno de un fertilizante inorgánico y el cultivo, como es el caso de la cebada la cual absorbe casi todo el nitrógeno de la orina (Richert *et al.*, 2002).

Al fertilizar el cultivo de pepino con un fertilizante mineral comercial y la correspondiente dosis de orina; no se encontraron diferencias significativas entre ambas fuentes (Heinonen-tanski y Wijk-Sijbesma, 2004).

Maurer *et al.* (2003) realizaron un análisis de las diferentes técnicas para recuperar los nutrientes contenidos en la orina humana ya que, en muchos casos, es mucho más eficiente energéticamente recuperarlos que volverlos a producir. El consumo de energía para recobrar de la orina el nitrógeno, fósforo y potasio es de 65 MJ kg⁻¹ comparado con 153 MJ kg⁻¹ derivado de la técnica convencional de reciclarlo de la atmósfera.

Vinneras y Pinsem (2003) combinaron orina humana en composta de desechos de jardinería y cáscaras de fruta. El material de composta fue una mezcla de 500 g de cáscara de fruta, 50 g de agregado de coco, 130 g de composta madura y distintas cantidades de orina (0, 50, 100, 150 g o mL). Se concluyó que agregar orina al proceso de compostaje incrementa la temperatura, aumenta el contenido de nutrientes en la composta y resulta en una composta madura mejor saneada y estable en un periodo más breve, que cuando no se agrega orina.

Fittschen y Hahn (1998) compararon los efectos de la orina de vaca y la orina humana sobre la germinación de la cebada y el berro, además compararon la composición entre los dos tipos de orina; encontrando que la orina humana y la orina de vaca muestran una composición química diferente, tienen diferencias significativas sobre el impacto que tienen en la germinación del berro y la cebada, obteniendo mejores resultados con la orina humana.

Arroyo y Bulnes (2003) recomiendan para aplicar en árboles de 3 a 10 litros de agua por uno de orina. En árboles pequeños de hasta 2 metros que pierden la hoja en estación seca como: ciruelos, huajes, jacarandas, duraznos, etc., se recomienda aplicar 6-18 litros; 1-3 litros cada mes durante 6 meses. En árboles pequeños que no tiran hojas y aun no dan frutos aplicar 12-36 litros; 1-3 litros cada mes durante

12 meses. Para aplicar en pasto recomienda medio litro por metro cuadrado en dilución de 3 litros de agua por 1 de orina.

La agricultura urbana y la órganoponía (orinoponía)

Arroyo y Bulnes (2000) señala que la órganoponía es un sistema desarrollado en México en las áreas urbanas para producir legumbres, plantas medicinales y aromáticas utilizando la orina humana fermentada.

El procedimiento es muy sencillo y consiste en llenar un recipiente con hojas y recortes de césped hasta un 85 % de su capacidad luego se rellena el otro 15 % con orina fermentada y tierra, posteriormente la semilla es sembrada.

La orina es fermentada poniendo un litro de orina en un recipiente y agregando una cucharada de suelo, abono o vermicomposta y se tapa durante 28 días. El proceso se completa cuando esta desprende un fuerte olor de amoníaco y la orina cambia de un color amarillo a castaño oscuro.

Dilución de la orina humana

Debido a la alta conductividad eléctrica de la orina humana, es indispensable su dilución en agua para poder ser aplicada, a continuación se muestran los resultados obtenidos en plántulas de tomate por González *et al.* (2006), quienes evaluaron los siguientes tratamientos (Cuadro 2), cada dilución con su respectiva CE, representó un tratamiento, adicionalmente se utilizaron dos testigos, el primero consistió de agua destilada, que representó el Tratamiento 1 y el segundo fue la solución nutritiva de Steiner (Steiner, 1984).

Cuadro 2. Tratamientos y diluciones de la orina humana a diferentes conductividades eléctricas.

Tratamiento	Dilución (OH : agua)	CE (dS m ⁻¹)
1	Agua destilada	0
2	Solución Nutritiva Steiner	2
3	1:67	1
4	1:40	2
5	1:20	3.5
6	1:14	4.5

VARIABLES EVALUADOS:

Para evaluar el efecto de los tratamientos en las plántulas se midieron, a los 56 días después de la siembra, las siguientes variables: diámetro de tallo; Altura del vástago de la plántula, área foliar; unidades SPAD (determinación indirecta de clorofila); peso seco del vástago y peso seco de la raíz. Además al sustrato se le determinó el pH y la CE.

VARIABLES DE CRECIMIENTO

El mayor DT en las plántulas de tomate fue obtenido en los tratamientos dos y tres (Figura 1), estos resultados se encuentran muy relacionados con el NH, ya que al existir una mayor cantidad de hojas, se incrementa la producción de esqueletos carbonatados los cuales son utilizados o almacenados en el tallo (Liptay *et al.*, 1981; Donald y Hamblin, 1983). Además de que un mayor diámetro de tallo permite soportar a la parte aérea sin doblarse a causa de condiciones climáticas en el campo (viento) al momento del trasplante, con lo que se evita el estrangulamiento de los haces vasculares (Orzolec, 1991).

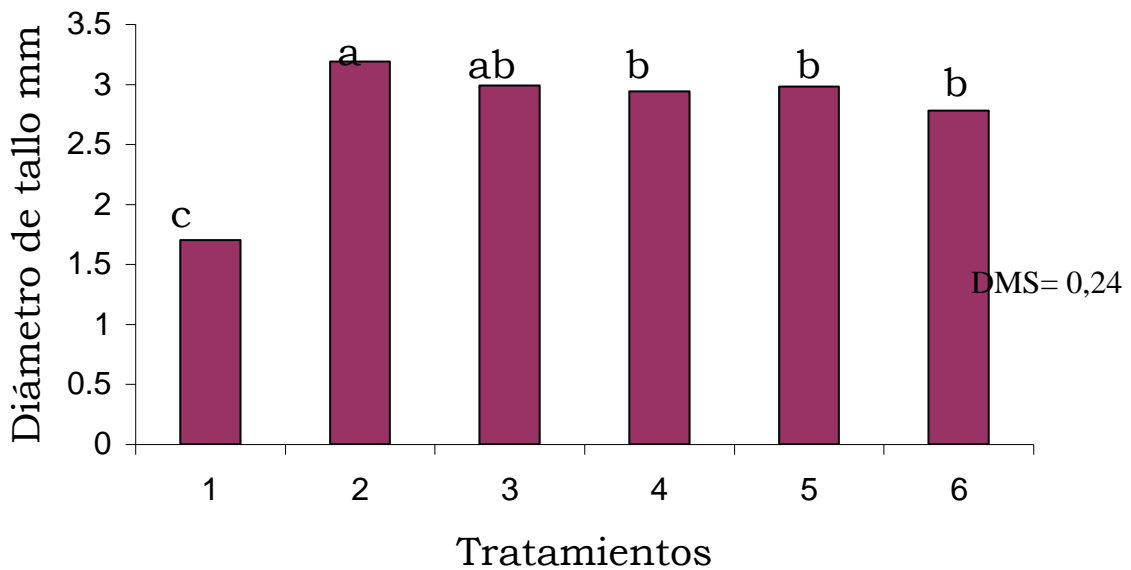


Figura 1. Diámetro de tallo en plántulas de tomate. Barras adyacentes con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Altura de plántula

La mayor AP fue obtenida con la aplicación de la solución nutritiva completa de Steiner (Figura 2), con diferencias significativas para el resto de los tratamientos, en dichos tratamientos se observa una tendencia en la disminución de la AP, al incrementar la concentración de la OH, lo cual se debe a un

efecto osmótico, Marschner (1995), menciona que el efecto osmótico disminuye la energía libre del agua, lo trae como consecuencia una restricción en la absorción de agua y de algunos nutrimentos, especialmente aquellos que se mueven por el flujo de masas. Este efecto provoca un mayor gasto energético por parte de la planta para seguir llevando a cabo este proceso fisiológico; disminuyendo la expansión celular y como resultado existe una disminución en la altura de la planta (Tanji, 1990).

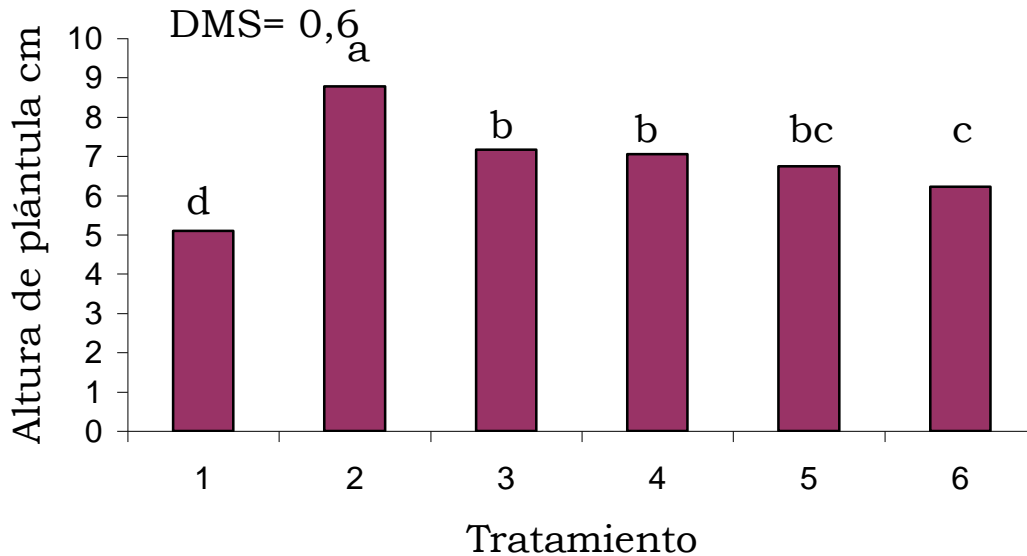


Figura 2. Altura de plántulas de tomate. Barras adyacentes con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Área foliar

La mayor AF se obtuvo con los tratamientos 3 y 4 (Figura 3), la menor AF se presentó en los tratamientos 1 y 6. Para el caso del tratamiento 1 esto es atribuible a la falta de nutrimentos en la plántula debido a que el sustrato no fue capaz de satisfacer la demanda nutrimental, en cambio en el tratamiento 6, los menores valores son debido a un estrés hídrico impuesto por la salinidad, como indican Waldron *et al.* (1985), quienes al incrementar la salinidad en el sustrato observaron un rápido decremento en la expansión celular y al desalinizar la zona radical, la tasa de expansión foliar se recupera rápidamente. El AF y el grado de salinidad se encuentran inversamente relacionados; ya que, al incrementar la presión osmótica en la solución que rodea la raíz, la absorción de agua y algunos nutrimentos disminuye, con lo que también disminuye la transpiración de la planta, trayendo como consecuencia una disminución en la fijación de CO_2 , causado por el déficit de agua y cierre parcial de

estomas, pérdida de turgencia en las células del mesófilo por la acumulación de sales en el apoplasto o efectos tóxicos directos de algunos iones, lo que disminuye la expansión foliar (Marschner, 1995).

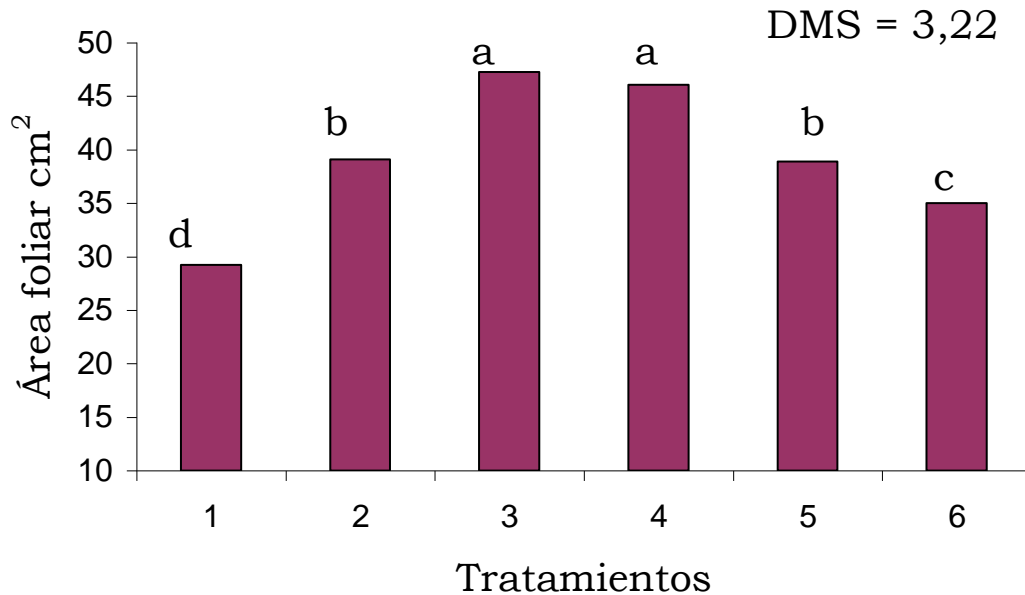


Figura 3. Área foliar en plántulas de tomate. Barras adyacentes con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Contenido de clorofila

Las mayores unidades SPAD fueron obtenidas en los tratamientos 2, 3 y 4 (Figura 4), estos resultados, coinciden con los mayores valores en las variables de crecimiento analizadas; por lo cual se puede afirmar que a mayor valor en las unidades SPAD, mayor vigor en las plántulas. Los menores valores para el caso del tratamiento 1, es debido al bajo contenido de nitrógeno en el sustrato, lo que confirma la baja absorción de este nutrimento por la planta; en cambio, en los tratamientos 5 y 6 la disminución en unidades SPAD, es debido a que la salinidad acelera la senescencia de las hojas, por la alta concentración de Na, lo cual afecta la estructura de los cloroplastos (Rawson *et al.*, 1988).

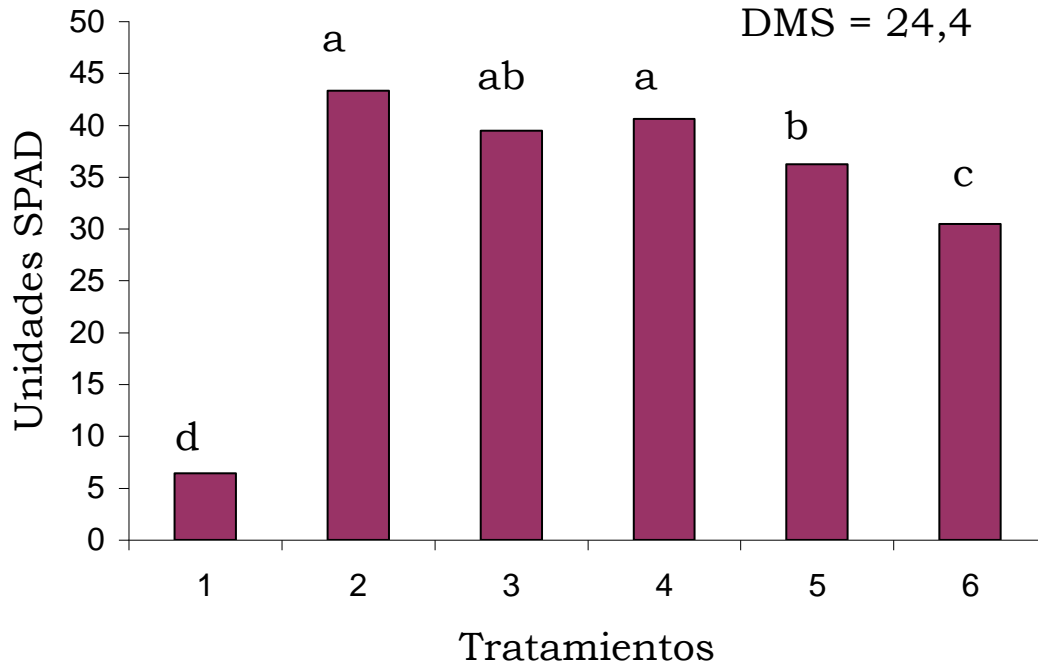


Figura 4. Contenido de clorofila en unidades SPAD en plántulas de tomate. Barras con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Peso seco de vástago

El tratamiento con la solución nutritiva completa Steiner (tratamiento dos) presentó el mayor PSV (Figura 5); en la misma gráfica, se observa la tendencia en la disminución del PSV al incrementar la concentración de la OH, lo anterior es debido a que al incrementar la salinidad en el medio radical, la absorción de agua y la transpiración en la planta disminuyen, trayendo como consecuencia una disminución en la fijación de CO_2 , causado por el déficit de agua y el cierre parcial de estomas, pérdida de turgencia en las células del mesófilo por la acumulación de iones en el apoplasto (Marschner, 1995), como el sodio, el cual provocó daños celulares (quemaduras) en las hojas, la combinación de estos factores provocan una disminución en el crecimiento y producción de biomasa en la parte aérea (Ho y Adams, 1995).

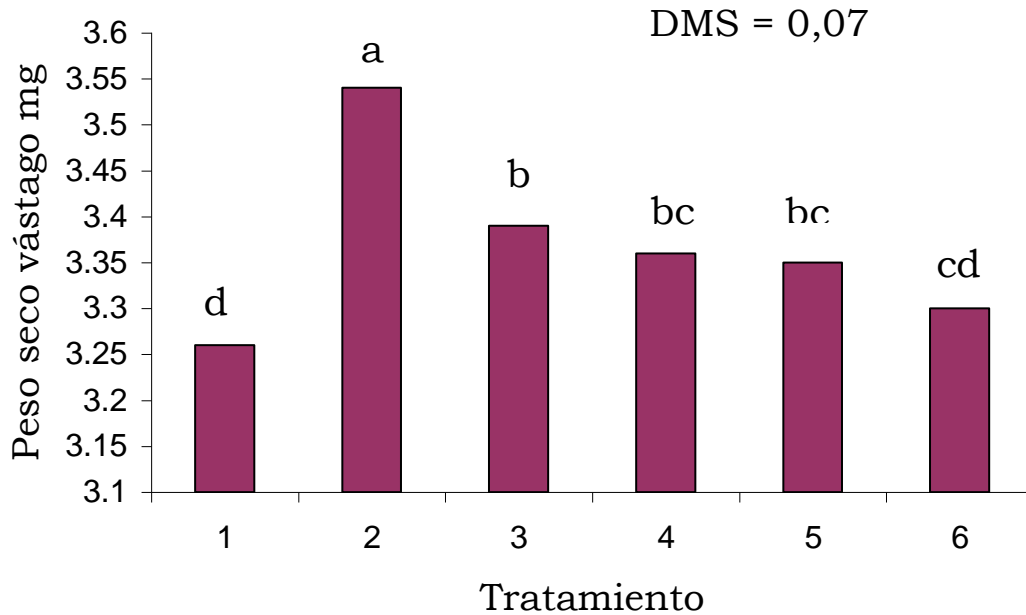


Figura 5. Peso seco del vástago en plántulas de tomate. Barras adyacentes con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Peso seco de raíz

Los mayores valores en el PSR fueron obtenidos con el tratamiento 3 (Figura 6); en cambio con los tratamientos de una mayor salinidad se observaron los menores valores; por lo general, los sustratos salinos afectan más la parte aérea que la radical (Termadt y Muhns, 1986), con lo que se inhibe el crecimiento de la parte aérea, mientras que la producción de carbohidratos se canaliza preferentemente hacia la raíz (Schildawacht, 1989); siempre y cuando este estrés sea moderado; ya que también la salinidad tiene efectos detrimentales en la biomasa radical (Papadopulos y Rending, 1983; Nonami *et al.*, 1992), pudiendo ser por la baja producción de fotoasimilados de la parte aérea o a los daños causados en la integridad de las membranas de la raíz (Suhayda *et al.*, 1990).

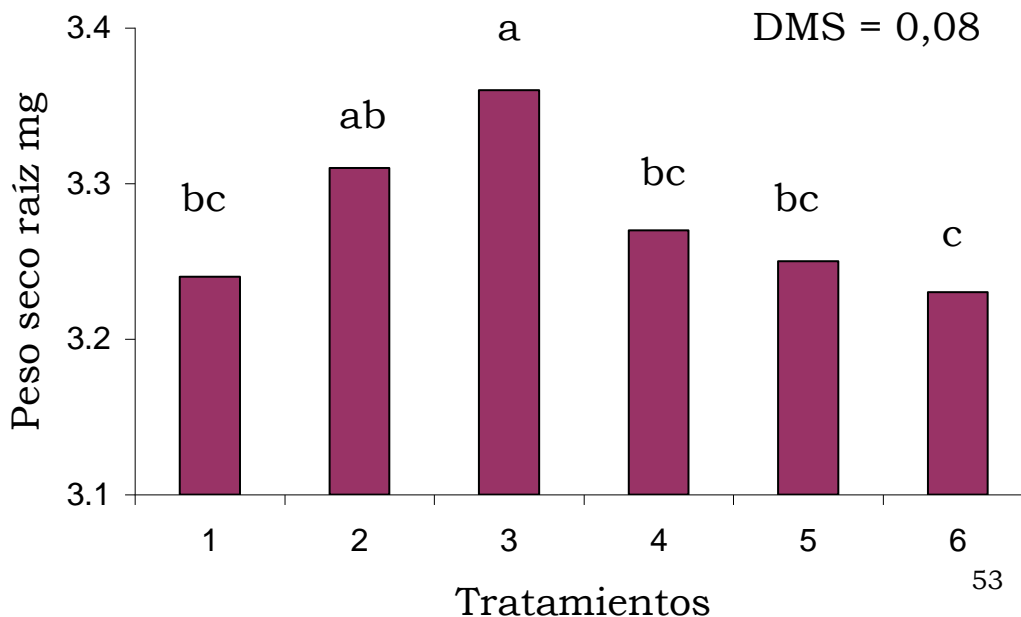


Figura 6. Peso seco de la raíz en plántulas de tomate. Barras adyacentes con la misma letra son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

Análisis de tejido vegetal

El análisis de varianza realizado en el tejido vegetal, mostró diferencias significativas para la mayoría de los nutrientes analizados con excepción del fósforo (Cuadro 3). Para los nutrientes N y K analizados, el tratamiento 1 mostró la menor concentración, lo refuerza lo mencionado con anterioridad de que el sustrato no es capaz de proporcionar los nutrientes que la plántula requiere en este corto periodo de tiempo, además de que se regó con agua destilada.

Cuadro 3. Análisis nutricional en tejido vegetal en plántulas de tomate

Tratamiento	N	P	K	Ca	Mg	Na
----- g kg ⁻¹ -----						
1	8.45 d [†]	0.77 a	14.95 c	6.27 a	6.15 ab	5.56 b
2	21.85 cd	0.90 a	23.22 a	6.21 a	6.72 a	5.12 b
3	30.29 bc	0.49 a	18.23 b	5.72 ab	6.41 ab	7.62 ab
4	36.81bc	0.47 a	19.20 b	5.38 abc	5.71 ab	8.62 ab
5	42.19 b	0.62 a	19.91 b	4.39 bc	4.78 b	9.43 a
6	66.97 a	0.80 a	19.86 b	3.88 c	4.96 b	9.42 a

†: Medias con letras iguales dentro de cada columna son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$).

La mayor concentración de nitrógeno en el vástago de las plántulas fue para el tratamiento 6, esta gran concentración podría tener varias explicaciones; la primera que podría tratarse de un efecto de dilución (por el menor PSV), y la segunda a que la hidrólisis de la urea (contenida en la OH) está en proceso, como lo muestra la disminución del pH en el sustrato (Cuadro 4). Mnkeni *et al* (2004), también encontraron la mayor concentración de nitrógeno al utilizar OH en el cultivo de espinaca y calabacita. La mayor concentración de fósforo en las plántulas de tomate fue en el tratamiento 2 en que se utilizó la solución nutritiva completa de Steiner, de acuerdo a los resultados obtenidos pudiera ser que, para incrementar la concentración de fósforo en las plántulas, es necesario aumentar la concentración de la OH; es decir, incrementar la CE de la solución aplicada; como lo señalan Sonneveld y Voogt (1990), al indicar que los incrementos en la presión osmótica de la solución del suelo o del sustrato la absorción de fósforo se incrementa; independientemente del tipo de sal que produzca este efecto osmótico (Kafkafi, 1991); sin embargo esto no es conveniente por los efectos negativos de la salinidad en las variables de crecimiento evaluadas.

En lo que se refiere a los cationes K, Ca y Mg, al aumentar la concentración de la OH (mayor CE), la absorción de estos disminuye, lo anterior es debido a la disminución de la energía del agua, lo que trae como consecuencia una menor absorción y transpiración del agua por la planta y consecuentemente aquellos nutrimentos (Ca y Mg) que son transportados vía xilema por el flujo transpiratorio (Adams y Ho, 1989; Jones, 1997). La disminución en la absorción del K se debe a la competencia iónica por los sitios de absorción y ocurre cuando en el medio predomina el Na (Cramer *et al.*, 1985).

Finalmente, y como era de esperarse, al aumentar la concentración de la OH, existió una mayor concentración de Na en el vástago de la plántula, lo que provocó una fototoxicidad, misma que se manifestó como una necrosis en las hojas (quemaduras) y provocó la disminución en las variables de crecimiento discutidas con anterioridad.

Análisis del sustrato

Al final del experimento, el sustrato utilizado fue analizado con la finalidad de determinar los cambios en las características químicas del mismo por efecto de los tratamientos; únicamente el pH y la CE, fueron afectados por los tratamientos evaluados (Cuadro 4).

Cuadro 4. Análisis del Sustrato utilizado al final del experimento.

Tratamiento	N	P	Ca	Mg	Na	K	pH	CE
	----- g L ⁻¹ -----							dS m ⁻¹
1	4.95 a [†]	0.13 a	7.59 a	17.15 a	6.12 a	4.32 a	5.97 ab	0.56 c
2	4.82 a	0.20 a	7.69 a	19.17 a	5.10 a	7.35 a	6.11 a	0.85 c
3	5.34 a	0.60 a	5.30 b	20.19 a	5.49 a	6.08 a	4.68 bc	1.11 bc
4	6.03 a	0.17 a	5.47 b	19.08 a	7.91 a	5.56 a	4.34 c	1.67 ab
5	7.42 a	0.84 a	5.72 b	18.27 a	6.99 a	4.16 a	4.5 bc	1.83 ab
6	6.57 a	0.14 a	5.26 b	18.90 a	8.27 a	6.68 a	4.46c	2.39 a

[†]: Medias con letras iguales dentro de cada columna son iguales según la prueba de Tukey ($p \leq 0.5$)

El más alto pH en el sustrato correspondió a la solución nutritiva de Steiner (tratamiento 2) debido a que esta solución es considerada fisiológicamente alcalina, por tener únicamente el N-NO₃⁻ como fuente nitrogenada y la alcalinización del sustrato por parte de los tratamientos en los que se utilizó OH, es debido a la hidrólisis de la urea de la orina (Mnkeni *et al*; 2004).

En cambio la CE en el sustrato se comportó de manera inversa al pH, es decir, la salinidad aumentaba al disminuir la dilución de la orina, lo anterior es debido a que la absorción nutrimental no necesariamente corresponde a la concentración de la solución aplicada (Van Noordwijk, 1990); en el caso de la OH algunos nutrimentos no son absorbidos en su totalidad y tenderán a acumularse después de un cierto tiempo, con lo cual se incrementa la salinidad del sustrato, V.gr., los siguientes iones de la solución nutritiva: Ca²⁺, Mg²⁺ y SO₄²⁻, no son del todo absorbidos lo mismo sucede con el Na⁺ y el Cl⁻ cuando se utiliza agua de mala calidad (Cunnill, 2000).

Una visión para el futuro

En todas las ciudades, presenta áreas donde se dispone de todos los servicios modernos y zonas empobrecidas marginadas, con un crecimiento acelerado de asentamientos irregulares y áreas periféricas rurales donde se cultiva a campo abierto y se tienen animales. Se carece de agua limpia y por ello deberíamos estar preocupados por preservar la calidad y cantidad de agua de nuestros mantos freáticos, tomar decisiones razonadas basadas en los principios de equidad, sustentabilidad y conservación de la calidad del medio ambiente, buscar alternativas al sistema centralizado de agua residual ya que, por un lado no se cuenta con el agua necesaria para descarga y faltan recursos para el

alcantarillado, drenaje, estaciones de bombeo y plantas de tratamiento y debido a la preocupación por la calidad de los mantos freáticos tampoco instalar letrinas en las casas habitación.

Una alternativa sería la separación de la orina humana de las heces fecales por medio de sanitarios desviadores hacia tanques recolectores de orina. El tratamiento de separación de orina es la alternativa prometedora en el presente de los sistemas de drenaje urbano por que conserva mejor nuestros recursos naturales (Larsen y Gujer, 1997; Larsen *et al.*, 2001). Del drenaje municipal de algunas ciudades la orina es la fuente dominante de nitrógeno, fósforo y potasio, y constituye del 50 al 90 % de estos elementos esenciales para la agricultura. (Maurer *et al.*, 2003). La mayor parte de los nutrientes en las aguas residuales provienen de la orina humana, aproximadamente el 80 % de nitrógeno y más de 50 % de fósforo y potasio (Vinneras, 2002). Sin embargo la orina solo aporta el 1 % del volumen de las aguas residuales de un hogar (Vinneras y Pinsem, 2003). Al no mezclarse la orina con las heces fecales no se contamina con los microorganismos patógenos, y al mismo tiempo la orina no contamina el agua con los nutrimentos ya que en la planta tratadora de agua es demasiado costoso la eliminación del nitrógeno y del fósforo y al mismo tiempo los elementos N y P son esenciales para la agricultura y es muy caro producirlo a través de técnicas de recuperación a partir de los recursos naturales.

El reciclado a gran escala de los nutrientes contenidos en la orina humana puede revitalizar a la agricultura y dar paso aquí en la región a la agricultura urbana. Llevar periódicamente orina procesada a las áreas rurales asegura la recuperación de los nutrientes en los suelos o aplicado a la horticultura sin suelo y podrán construirse invernaderos donde se produzca, con el uso de la orina humana. En un futuro los productores de estos invernaderos hasta pagarían por la orina.

LITERATURA CITADA

- Adams, P. y L.C. Ho. 1989. Effect of constant and fluctuating salinity on the yield, quality and calcium status of tomatoes. *J. Hortic. Sci.* 64: 725-732.
- Albod, A., 2002. Urine separation in mountainous regions. *Mitteil-ungen on-site wastewater solutions for remote areas.* Institut fur Umwelttechnik. Leopold-Francens-Universitat Innsbruck.
- Andersson, R.M., Mercer, J.G., Wilson, R.A., Carter, N.P., 1982. Transmission of *Schistosoma mansoni* from man to snail: experimental studies of miracida survival and infectivity influence to larval age, water temperature, host size and host age. *Parasitology* 85,339-360.
- Arroyo F. y Bulnes M., 2000. Hortaliza de traspatio: como producir alimentos nutritivos y seguros reintegrando nutrientes de la orina a los suelos. Taller de artes y oficios A.C. y Sarar

- transformaciones S.C. Instrumentos educativos para el saneamiento ecológico. Proyecto Arroyo y Bulnes, 2003 Proyecto Tepozeco en Tepoztlán, Morelos, México. <http://www.laneta.apc.org/sarar/tepozeco.htm> consultado el 02-02-06.
- Cramer. M.D. y Schielhol F.A., Nang, X.Z., Lips S.H. 1995. The influence of salinity on the utilization of root anaplerotic carbon and nitrogen metabolism on tomato seedling. S. Exp. Root: 46: 1569-1577.
- Cunill, C. 2000. Recomposición de soluciones nutritivas. Pp. 29-38. In Morfú, O. (coord.) Recirculación en cultivos sin suelo. Compendio de Horticultura, S.L. España.
- Donald, C.M. y J. Hamblin. 1983. The convergent evolution of annual crops in agriculture. Advances in agronomy. 36: 97-143.
- Fittschen, I. and Hahn H. H. 1998. Characterization of the municipal wastewater part human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion. Wat. Sci. Tech. Vol. 38, No. 6, pp. 9-16.
- Gaasenbeek, C.P., Borgsteede, F.H., 1998. Studies on the survival of *Ascaris suum* eggs under laboratory simulated field conditions vet. Parasitol. 28, 227-234.
- Ghiglietti, R., Rossi, P. Ramsan, M., Colombi, A., 1995. Viability of *Ascaris suum*, *Ascaris lumbricoides* and *Trichuris muris* eggs to alkaline pH and different temperatures. Parasitology 37, 229-232.
- Hanaeus, A. and Johansson,E. 1996. Urinsorterande avloppsystem- Invetering, utvardering och laboratorieforsok Examensarbete 1996. 176, (in Swedish) citados por Fittshen y Hahn (1998).
- Heinonen-Tanski H., Wiljk-Sijbesma C. 2004. Human excreta for plant production. Review paper. Elsevier. BiorTech.
- Hellstrom, D., Johansson, E. and Grennberg, K., 1999. Storage of human urine: acidification as a method to inhibit descomposition of urea. Wat. Sci. Tech. 38(6):9-16.
- Ho, L. C. y P. Adams, 1995. Nutrient uptake and distribution in relation to crops quality Acta Horticulture. 396: 33-44.
- Hoglund C., Stenstrom T.A., Jonsson H., 1998. Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. Wat. Sci. Tech. Vol. 38, No. 6, pp. 17-25.
- Hoglund C., Vinneras B., Stenström T.A. y Jonsson H. 2000. Variation of chemical and microbial parameters in collection and storage tanks for source separated human urine. Journal of Enviromental Science and Health Part A: Enviromental Science and Engineering. pp: 1463-1475.

- Hoglund, C., 2001. Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Doctoral thesis. Royal Institute of technology (KTH), Department of Biotechnology, Applied Microbiology. Stockholm, Suecia.
- Jones, Jr. J.B. 1997. Hydroponics. A practical guide for soles grower. St Lucie Press. USA. 207 p.
- Kafkafi, U. 1991. Root growth under stress salinity In. Waisel, Y., Eshel, A., Kafkafi, U. (Eds), Plant Root, The hidden half. Marcel Dekker, New York, pp. 375-391.
- Kirchmann, H., and S. Pettersson, 1995. Human urine. Chemical composition and fertilizer use efficiency. Fertilizer Research 40, 149-154, Kluwer Academic Publishers.
- Larsen, T.A. and Gujer, W. 1997. The concept of sustainable urban water management. Wat. Sci. Tech. Vol.35 No 9, 3-10.
- Larsen, T.A., Peters, I., Alder, A., Eggen, R., Maurer, M. and Muncke, J. 2001. Re-engineering the toilet for sustainable wastewater management. Environmental Science and technology. Vol.35 No 9, 193A-197A.
- Liptay, A., C.A., Jaworski, y S.C. Pohatak. 1981. Effect of tomato trusplant sten diameter and ethephon treatment on tomato yield, fruit size and number. Can. J. Plant SCI. 61: 413-415.
- Malkki, S., Heinonen-Tanski, H, 1999. Compositing toilets in permanent houses. In: Use of municipal organic waste. Proc. NJF seminar 292. dias- report 13. pp 147-154.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Ed. Academic Press. San Diego, Ca., USA.
- Maurer M, Schwegler P. and Larsen T.A. 2003. Nutrients in urine : Energetic aspects of removal and recovery. Wat. Sci. Tech. Vol. 48, No. 1, pp. 37-46.
- Mitscherlich, E. and Marth, E.H., 1984. Microvial survival in the environment: bacteria and rickettsiae important in human and animal health. Springer-Verlag, Berlin. P. 802.
- Mnkeni, P, N; A. Austin y F.R. Kutu. 2004. Preliminary studies on the evaluation of human urine as source of nutrients for vegetables in the stern cape province, South Africa, and 15th International Symposium of the international scientific centre for fertilizers Pretoria South Africa.
- Nonami, H., K. Mohri, T. Fukuyama, y Y. Hashimoto, 1992. Growth regulation of plant seedling by ion concentration management in hydroponic culture Acta Horticulture. 319: 77-83.
- Orzolec, M. D. 1991. Establishment of vegetables in the field Hort. Technology American Society for Horticultural Sci. 78 – 81.
- Papadopulus, I., Rending V.V. 1985. Tomato plant response to salinity. Agron. J. 75: 696-700.

- Rawson, H.M., Richards, R.A. y Munns R. 1988. An examination of selection criterio for sal-tolerance in went, borley and triticael genotypes. *Awt. J. Agric. Res.* 39: 759-772.
- Richert Stintzing, A., Rodhe,L., Akerhielm,H., Steineck, S, 2002. human urine as a fertilizer –plant nutrients, application technique and environmental effects. In: Venglovsk, J., Greserova, G., (Eds.), *Proc 10th int. Conf. Ramiran 2002 Network. FAO European system of cooperative Research Network.* 161-162.
- Ruiz, F. J. F. 2004. ¿Porqué los Organismos Genéticamente Modificados (transgénicos), no se Utilizan en Agricultura Orgánica? Universidad Autónoma de Chapingo. Consejo Nacional Regulador De Agricultura Orgánica. A. C.
- Schildwash, P.M. 1989. Changes in the osmotic potential of the root as a factor in the decrease in the root-soot ratio of sea Mays plants under water stress. In structural and functional aspects of transport in root. Loughman. (Ed) Kluwer Academic publisher, pp. 235-239.
- Sonneveld, C y W Voogt, 1990. Response of tomato an unequal distribution of nutrient rootenviroment M.L. Van Beusicheum (Ed) *Plant nutrition. Physiology and application.* pp. 509-514.
- Steineck, S., A. Richert S, L. Rodhe, H. Elmquist and Jkobbsson, C., 1999. Plant nutrients in human urine and food refuse. In: *proc. NJF seminar 292. dias-report 13.* pp. 125-130.
- Suhayda, C.G. Giannin, J.L., Briskin, D.P. Shannon, M.C. 1990, Electrostatic changes resulting from salt stress. *Plant Physiol.* 93:471-478.
- Tanji, K.K. 1990. *Agricultural salinity assessment and management.* American society of civil engineers . New York. 279 p.
- Tchounwou, P.B, Englande Jr., A.J., Malek, E.A., 1992. The influence of selected environmental parameters on the toxicity of Bayluscide to *Shistosoma mansoni* miracidia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23, 223-229.
- Termadt, H. y R. Munns. 1986. Use of concentrated macronutrient solution to separate osmotic from Nael-specific effects on plant growth. *Hust. S. Plant Pshysiol.* 13: 509-522.
- Turner, C., Williams, S.M., Burton, C.H., Cumby, T.R., Wilkinson, P.J., Farrent, J.W., 1999. Pilot scale thermal treatment of pig slurry for the inactivation of animal virus pathogens. *J. Environ. Sci. Health., part. B* 34, 989-1007.
- Udert K.M., C. Fux., M Munster., A. Larsen T., H. Siegrist. and W. Gujer, 2003. Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. *Wat. Sci. Tech.* vol. 48 No 1 pp 119-130.

- Van Noordwijk, M. 1990. Synchronization of supply and demand is necessary to increase efficiency of nutrient use in soils horticulture. Xan Beusichen, M.L. (Ed). Plant Nutr. Physiol and Application. 350: 525-531.
- Vinneras B., 2002. Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by Fecal separation combined with urine diversion tesis para optar por el título de Dr. en ciencias agrarias 353. Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas, Uppsala.
- Vinneras B., Pinsem W., 2003 Composta con orina humana: un enfoque para fertilizante de plantas. 2° Simposio Internacional sobre Saneamiento Ecológico. F: 481-490.
- Waldrom, L. J., N. Terry y J. A. Nelson, 1985. Diurnal cycles of leaf extension in unsalinized and salinized Beta Vulgaris. Plant Cell Environ 8:159-174.
- Winblad U., S. Esrey, J. Gough., D. Rapaport, R. Sawyer, M. Simpson-Hebert., J. Vargas, 1999. Saneamiento ecológico. Agencia sueca de cooperación internacional para el desarrollo/ Fundación Friedrich Ebert México.
- Wolgast, M, 1993. Rena vatten. Om tankar i kretslopp. Crenom HB, Uppsala. (in Swedish)[Heinonen-Tanski y Wijk-Sijbesma, 2004].

CAPITULO IX

BENEFICIOS EN RENDIMIENTO DE ALFALFA CON LA INCORPORACIÓN DE BIOSÓLIDOS AL SUELO.

Jesús Pilar Amado Álvarez¹, Hugo Raúl Uribe Montes¹, Gamaliel Orozco Hernández¹ y Noé Chávez Sánchez¹.

¹INIFAP. Campo Experimental Delicias. e-mail: amado.jesus@inifap.gob.mx

INTRODUCCIÓN.

La superficie de alfalfa cosechada durante los ciclos 2002-2003, en el Estado de Chihuahua fue de 60,111 ha, aportando un volumen de 834,475 toneladas, con valor \$ 759,128,900.⁰⁰. En ésta actividad generalmente los agricultores utilizan fertilizantes químicos, lo cual influye en el deterioro de los recursos naturales. En el norte de México donde los suelos son predominantemente calcáreos, existen 62 plantas de tratamiento de agua residual, que producen alrededor de 475,000 t de biosólidos (95,000 t en base seca), las cuales pueden utilizarse como fertilizante en cultivos industriales y forrajeros en una superficie estimada de 10,000 has. (INEGI, 2005).

Los biosólidos son materiales orgánicos ricos en nutrimentos, derivados del tratamiento de las aguas residuales, que son estabilizados mediante un proceso biológico, físico o químico para cumplir con un estricto criterio de calidad y poder ser aplicados en suelos agrícolas. El término biosólidos proviene del método más común que se utiliza para su obtención, el cual consiste en el procesamiento biológico (digestión aeróbica o anaeróbica) de los sólidos procedentes del tratamiento de las aguas negras o residuales (Uribe *et al.*, 2000).

Uno de los principales problemas de los municipios con plantas tratadoras de agua residual es el destino final de los biosólidos. El confinamiento en relleno sanitario, la incineración y el uso agrícola

son los principales métodos de desecho; los dos primeros están disminuyendo por ser costosos y por convertirse en una fuente de contaminantes, mientras que el último está ganando aceptación. Una forma de reciclar benéficamente los biosólidos es su utilización en la agricultura, lo que permite reducir el uso de fertilizantes químicos comerciales, ofrecer la oportunidad de proveer N a bajo costo para los cultivos y también suministrar otros nutrientes a los suelos calcáreos del desierto como: fósforo, hierro, zinc y cobre disponibles para la planta (Fresquez *et al.*, 1990). La adición de la materia orgánica de los biosólidos aumenta la disponibilidad de nutrientes, los cuales son fijados en este tipo de suelos.

En Estados Unidos de Norteamérica, la aplicación agrícola de los biosólidos está basada en satisfacer los requerimientos de nitrógeno de los cultivos, previniendo la sobreaplicación de metales pesados, lo que ha mostrado ser una forma efectiva de rehusar benéficamente los productos residuales. Es un excelente recurso que puede ser usado como abono orgánico suplementario, permitiendo al agricultor obtener mayores ingresos, al reducir los costos por fertilización e incrementar el rendimiento de los cultivos. En el norte de México donde los suelos son predominantemente calcáreos, existen 62 plantas de tratamiento de agua residual, que producen alrededor de 475,000 t de biosólidos (95,000 ton en base seca), las cuales pueden utilizarse como fertilizante en cultivos industriales y forrajeros en una superficie estimada de 10,000 ha.

En la ciudad de Chihuahua se opera desde 1995 una planta tratadora de aguas residuales, la cual genera mensualmente 1,200 ton de biosólidos que han sido digeridos anaeróbicamente. De igual modo, en Ciudad Juárez, Chihuahua, la operación de dos plantas de tratamiento produce mensualmente 1,900 t de estos materiales. La superficie de alfalfa cosechada durante los ciclos 2002-2003, en el Estado de Chihuahua fue 60,111 ha, aportando un volumen de 834,475 toneladas, cuyo valor alcanzó los \$ 759, 128, 900.00. (INEGI, 2005). Por otra parte, en la región agrícola de Delicias, Chihuahua, se sembraron bajo riego en el 2003: 24 157 ha de alfalfa, las cuales produjeron 330 709 t de forraje henificado (SAGARPA, 2003). Dichos forrajes se utilizan principalmente para satisfacer las necesidades de 72 000 cabezas de ganado lechero que existen en la región.

En esta actividad generalmente los productores utilizan fertilizantes químicos, lo cual influye en el deterioro de los recursos naturales. Hasta esa fecha existía poca información regional sobre estudios del efecto producido por los biosólidos en el rendimiento de alfalfa, por lo que se inició una investigación con el objetivo de obtener la respuesta, utilizando estos productos derivados del tratamiento de las aguas residuales que son establecidos mediante procesos controlados para cumplir con un estricto criterio de calidad y poder ser aplicados en suelos agrícolas. Mostrar a los productores forrajeros a los directivos

del sector y al público en general las ventajas y manejo adecuado de los materiales residuales como son los biosólidos.

USO DE BIOSÓLIDOS EN LA AGRICULTURA.

La utilización de los lodos residuales en la agricultura es una forma de reciclar benéficamente estos materiales, lo cual da como resultado reducir el uso de fertilizantes químicos comerciales. Tester (1990) menciona que cuando los biosólidos son aplicados superficialmente dan como resultado un mejoramiento en las características físicas y químicas de los suelos, y un enriquecimiento nutrimental del mismo que satisface parcialmente los requerimientos de fertilización de éste. Sin embargo, debido a que los lodos residuales pueden poseer constituyentes potencialmente indeseables, estos se deberán evaluar periódicamente. Sólo aquellos biosólidos que alcanzan estándares de calidad estrictos para contaminantes, patógenos y atracción de vectores, pueden ser aplicados al suelo con propósitos benéficos. Los biosólidos que no reúnan estos estándares deben ser dispuestos en rellenos sanitarios o ser incinerados.

En los últimos años ha aumentado el interés por reciclar el N contenido en los residuos de cultivo y en los materiales de desecho; así los residuos orgánicos, frecuentemente son aplicados en suelos agrícolas en cantidades necesarias para obtener los niveles deseados de N disponible. Cuando otros factores tales como metales pesados y sustancias químicas orgánicas no son limitativos, el N disponible estimado de los residuos es el factor que gobierna la cantidad máxima de aplicación del material en el suelo.

En los Estados Unidos de Norteamérica se permite el uso benéfico de biosólidos producidos por las plantas tratadoras de aguas residuales municipales, siempre que las aplicaciones al suelo sean hechas en “Cantidades agronómicas” para el cultivo en cuestión. El Departamento de Salud Pública de Colorado E.U., definió la cantidad agronómica como: “La cantidad de N contenido en los biosólidos que satisfaga los requerimientos del cultivo (alimenticio, forrajero, fibra o cobertura) en un periodo de crecimiento definido y que la cantidad de N proveniente de los biosólidos que no sea utilizada por el cultivo, sea minimizada para evitar contaminación a acuíferos”. (Tester 1990).

El cálculo de la cantidad agronómica requiere conocer las necesidades de N por el cultivo, análisis de N del suelo y la equivalencia de N de los biosólidos. La determinación de esta cantidad es crítica para prevenir aplicaciones excesivas de N de los biosólidos que se puedan lavar hacia los acuíferos. El N mineral y el N mineralizable de las formas orgánicas pueden ser referidas como N potencialmente disponible. Este N mineral es solo potencialmente disponible, debido a que la desnitrificación, el

lavado o la volatilización del amoníaco pueden causar que el Nitrógeno sea perdido del “pool” de N disponible.

Los suelos de muchas áreas de la región del Mediterráneo, están sujetas a una degradación y desertificación progresiva (Albaladejo y Diaz, 1990), y consecuentemente declina su nivel de fertilidad. Un método de revertir la degradación e incrementar la calidad de los suelos con bajo contenido de materia orgánica, tales como los que se encuentran en las regiones semiáridas del sur de España, involucra la adicción de residuos de aguas municipales (García *et al* 1992). En este sentido el beneficio adicional de reducir los costos del tratamiento de aguas, también es obtenido. Estos residuos son ricos en compuestos orgánicos que estimulan los microorganismos naturales del suelo y la reactivación biogeoquímica de los ciclos de nutrientes (García *et al.*1996, Pascual *et al.*1997).

Los parámetros físicos y químicos del suelo han sido usados para medir la calidad del suelo en muchos experimentos (Parr y Papendick, 1997). Muchos autores han descrito la influencia de las enmiendas sobre la calidad del suelo por el uso de parámetros químicos (Pagliai y Antisari 1993). Los cambios en el contenido de materia orgánica son muy lentos, por lo tanto se necesitan muchos años para medir cambios significativos. Además, el contenido de materia orgánica del suelo, no puede ser usado como un simple criterio para calidad del suelo, por lo tanto este no es un indicador sensible de los cambios en la actividad del suelo (Sparling 1992). Por otro lado hay grandes evidencias que los parámetros microbiológicos y bioquímicos (Biomasa, Carbono, actividades enzimáticas, etc.) pueden ser indicadores potenciales y tempranos de los estrés y restauración en términos experimentales (Jenkinson y Ladd, 1981; Paul 1984; Dick, 1992). Muchos autores han sugerido que los tratamientos en parámetros microbiológicos pueden ser usados para predecir tratamientos en la fertilidad calidad de suelos (Powlson *et al*, 1987) El contenido de la biomasa microbiológica de los suelos ha sido usada para revelar los efectos del manejo forestal (Dias-Ravina *et al* 1995; Hossain *et al*, 1995) y la función de los ecosistemas (Paul y Voroney 1989) Esto no es posible para evaluar la significancia ecológica de un microorganismo en un simple ecosistema dado, para conocer estos números; es más importante, para obtener información sobre esta actividad (Alexander, 1977). La base de la respiración y el contenido metabólico (qCO_2), ha sido definido como buen indicador de la actividad microbiológica (Pascual *et al* 1997). Han sido incrementados interesantes enzimas como indicadores de fertilidad del suelo, como actividad enzimático del suelo, reflejo de numerosos factores, tales como el clima, tipo de enmienda, técnicas de cultivo, tipo de cultivo y propiedades edáficas (Skujins 1976; Naseby y Lynch 1997). Sin embargo, Nannipieri *et al.*,(1990), acentuó que la actividad enzimático son substratos específicos y por lo tanto relacionados con una reacción específica. Por esta razón es difícil de obtener

un cuadro total del estatus del suelo de un valor de la actividad enzimático. La medida simultánea de varias enzimas pueden ser usadas como una marca de la bioactividad del suelo (Gil- Sores *et al* 1992; Nanapieri 1994). Naseby y Lynch (1997), consideraron las determinaciones enzimáticos más usadas que las medidas microbiológicas, por tener mayor precisión

Algunos estudios de campo han dado estimaciones de la mineralización de N en la adición de desechos. (Barbarick e Ippolito 2000) encontraron en Wisconsin, que el 50% del N de los biosólidos se mineralizó a las tres semanas después de su aplicación. Cogger *et al.* (1999) encontraron una recuperación aparente de N de 28 a 40% y de 11 a 44% para pastos forrajeros y trigo de secano de invierno en Washington, respectivamente. Barbarick *et al.* (1996) estimaron una mineralización neta de N de 25 a 57% para cinco a seis aplicaciones de 6.7 ton ha⁻¹ de biosólidos y una mineralización neta de 62 a 78% para cinco a seis aplicaciones de 26.8 ton ha⁻¹. Gilmour y Skinner (1999) mencionan que el mejor predictor de N potencialmente disponible fue la relación C/N de los biosólidos, seguido por N orgánico y luego por el contenido total de N de los biosólidos. Las pendientes de las dos ultimas relaciones sugieren que cerca del 45% de N orgánico y 40% del N total de los biosólidos estuvo en forma disponible para las plantas durante la estación de crecimiento del sorgo Sudan [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. Estos porcentajes estacionales son considerablemente más grandes que los usados comúnmente como tasas de mineralización anual por la USEPA (1995). Duglas y Magdoff (1991) encontraron que el nitrógeno mineralizado durante 67 días, representó del 41 al 50% del N orgánico de los biosólidos digeridos aeróbicamente y del 23 al 41% de los digeridos anaeróbicamente. También estos autores mencionan que las cantidades necesarias para suministrar 100 kg de N ha⁻¹ (N inorgánico + N orgánico mineralizado en 67 días =100 kg de N) para biosólidos, fluctúa de 2 a 18 t ha⁻¹ en base seca (92-315 t ha⁻¹ en base húmeda). Por último Barbarick e Ippolito (2000) encontraron que para aplicaciones continuas de biosólidos en trigo (*Triticum aestivum* L., “TAM 107”) de secano, una tonelada de biosólidos provee un equivalente total de 8 kg N fertilizante, ellos también estimaron una cantidad de mineralización en el primer año de 25 a 32% del N de los biosólidos. Sus resultados de invernadero indican que la disponibilidad del N de una sola aplicación de biosólidos hecha en “cantidades agronómicas” parece alcanzar solamente para dos cultivos. Para mantener las respuestas de absorción de N por el grano, comparable al N fertilizante, se necesitó aplicar biosólidos antes de cada siembra.

En resumen, el nitrógeno orgánico de los biosólidos es convertido a formas disponibles para el cultivo (amonio y nitrato) por los microorganismos del suelo mediante un proceso conocido como

mineralización. Los procesos de tratamiento de los biosólidos afectan la cantidad de mineralización del N orgánico después de su aplicación al suelo (Cuadro 1).

Cuadro 1. Efecto de las tecnologías de proceso de los biosólidos sobre el porcentaje de mineralización de N orgánico en el primer año. Adaptado de Sullivan (1998).

Proceso	Porcentaje de mineralización del N orgánico en el primer año
Digestión anaeróbica	20 – 40
Digestión aeróbica	30 – 45
Digestión aeróbica/anaeróbica y laguna de almacenamiento por más de 6 meses	15 – 30
Digestión anaeróbica y deshidratado	20 – 40
Cama de secado	15 – 30
Secado al aire	20 – 40
Composteo	0 – 20

Los productos secundarios de las plantas tratadoras de aguas residuales municipales (biosólidos) ofrecen una oportunidad de bajo costo para proveer de N a los cultivos. Los biosólidos también suministran a los suelos calcáreos del desierto Fósforo, Hierro, Zinc y Cobre disponibles para la planta, la adición de la materia orgánica en los biosólidos parece aumentar la disponibilidad de estos nutrimentos los cuales son “fijados” bajo condiciones normales en suelos calcáreos (Ahlstrom, 1995).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se dividió en dos etapas, en la primera se consideraron los ciclos agrícolas 2000, 2001, con el objeto de encontrar la dosis óptima agronómica de biosólidos en el cultivo de alfalfa, con un mínimo impacto ambiental se aplicaron las dosis: 0, 10, 20, 30 y 40 ton ha⁻¹, de biosólidos, más un testigo con fertilización química (35-90-00), distribuidos en un diseño experimental de cuadro latino con seis repeticiones. Se utilizaron lodos deshidratados (biosólidos) con 27% de humedad promedio, el cual fue distribuido en las parcelas a finales de enero de 2001, e inmediatamente incorporados al suelo mediante el paso de una rastra para incorporarlos a 20 cm de profundidad.

El experimento se estableció en un suelo Yermosol cálcico (FAO/UNESCO, 1974), que en el estrato 0-30 cm de profundidad tubo una textura migajón arenosa, de pH = 8.05, el contenido de materia orgánica de 0.34% y una conductividad eléctrica de 0.58 mmhos cm⁻¹. El contenido de N-NO₃, P, K,

Ca, Mg, Na, Fe, Mn, y Zn, se determinó utilizando como base la metodología establecida por la (SMCS, 1987).

CARACTERÍSTICAS ESPECÍFICAS DEL ESTUDIO EN LA PRIMERA ETAPA.

Se sembró la variedad CUF 101, a una densidad de siembra de 35 kg ha⁻¹, se utilizó un inoculante específico de *Rhizobium*, para todas las parcelas experimentales y las parcelas testigo se fertilizaron con la dosis 35-90-00, recomendada por el CEDEL. Se aplicó un riego de establecimiento y 14 riegos de auxilio. Se cosechó el cultivo seis veces, dando el último corte el 9 de octubre del 2001. Las parcelas experimentales fueron de 4.0 m de ancho y 10.0 m de largo; en las cuales se tomaron cuatro muestras de 1 m², del cultivo en cada corte.

En la planta se evaluaron las variables siguientes: contenido de nutrimentos, metales pesados, rendimiento de materia verde y materia seca. Al final del ciclo de cultivo se tomaron muestras de suelo compuestas de los estratos 0-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad, de cada uno de los tratamientos y se les determinó el contenido de metales pesados totales, materia orgánica, N-nitratos, Fósforo, Potasio, Hierro, Zinc, Manganeso y Cobre, disponible.

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el análisis de varianza correspondiente, se determinó la comparación múltiple de medias con la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$), y se utilizó el procedimiento GLM del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1988).

Los datos de materia seca se analizaron mediante los modelos de superficie de respuesta de tipo cuadrático, cuadrático segmentado y lineal segmentado, con el procedimiento NLIN del mismo paquete estadístico, con la información de seis repeticiones.

ETAPA DE VALIDACIÓN.

En el primer año (2003) de estudio se establecieron una parcela demostrativa de 0.5 ha con el uso de biosólidos y se compararon con la tecnología de fertilización utilizada por el agricultor. En el segundo año de estudio (2004), se incrementó el área aplicada con biosólidos por agricultor desde 0.5 ha hasta 1 ha, esto debido a la gran aceptación que tuvieron los productores a la tecnología propuesta y aprovechando la disposición que presentó la JMAS-Chihuahua de financiar el transporte de estos materiales desde la ciudad de Chihuahua hasta la región agrícola de Delicias.

La segunda etapa del trabajo se inició en el 2003 caracterizando los suelos del Distrito de riego 05, en la región agrícola de Delicias, Chihuahua, a los cuales se les determinó las principales propiedades físicas y químicas de los primeros 30 cm de profundidad; también se consideró el contenido

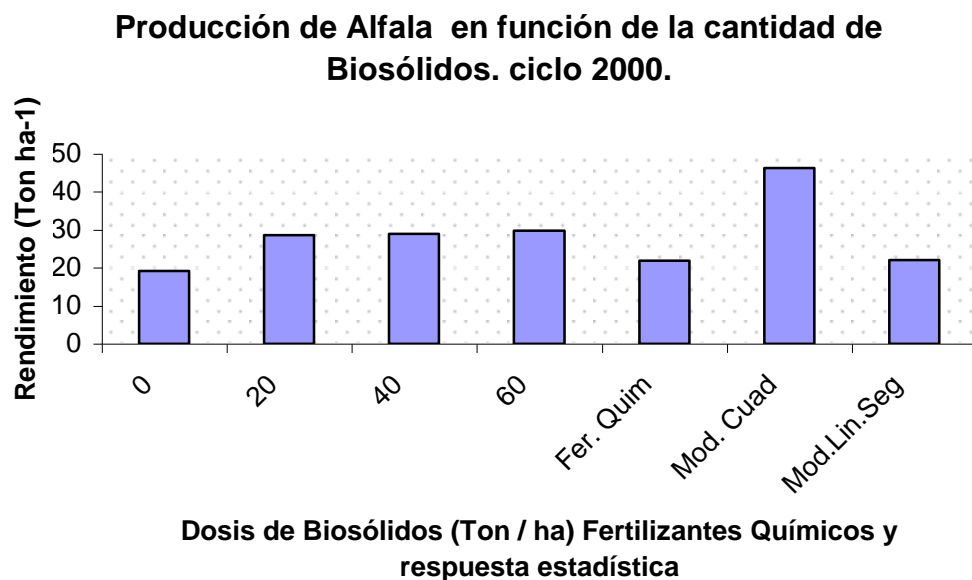
nutrimental de los biosólidos utilizados desde el año 2000, 2001 y 2004, posteriormente se determinó la concentración de nutrimentos en el suelo estudiado, además de los metales pesados

Antes de la aplicación de biosólidos y siembra de los cultivos, se realizó un muestreo de suelos para compararlo con los resultados de un segundo muestreo realizado al final del ciclo y poder evaluar los posibles cambios provocados en los suelos por la aplicación de biosólidos en cuanto a contenido nutrimental y concentración de metales pesados. También de las muestras para rendimiento, se mandaron analizar al laboratorio para saber la concentración de nutrimentos y metales pesados que absorbió la alfalfa evaluada. Finalmente se realizó un análisis económico de las tecnologías comparadas en este estudio.

El manejo de cultivo se realizó de acuerdo a las practicas que acostumbra realizar el agricultor, únicamente se cambio la forma de fertilizar, probando la tecnología de uso de biosólidos que aquí se propone. Para aplicar los biosólidos uniformemente a las parcelas de validación, la JMAS-Cd. Juárez nos facilitó en calidad de préstamo, una esparcidora de salida lateral con una tolva de capacidad de 10 ton, la cual se conectó a la toma de fuerza del tractor. Posteriormente se incorporaron los biosólidos al suelo con un paso de rastra hasta una profundidad aproximada de 20 cm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el año 2000 el rendimiento de la alfalfa mostró una respuesta altamente significativa en forma cuadrática, donde la dosis mas adecuada para este cultivo, fluctuó entre 39.3 y 46.3 ton ha⁻¹ de biosólidos en base seca (Gráfica 1). Sin embargo, cuando los mismos datos se analizaron mediante el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado, las dosis de biosólidos disminuyeron considerablemente, estando éstas entre 16.8 y 25.9 ton ha⁻¹, en esta etapa de exploración.

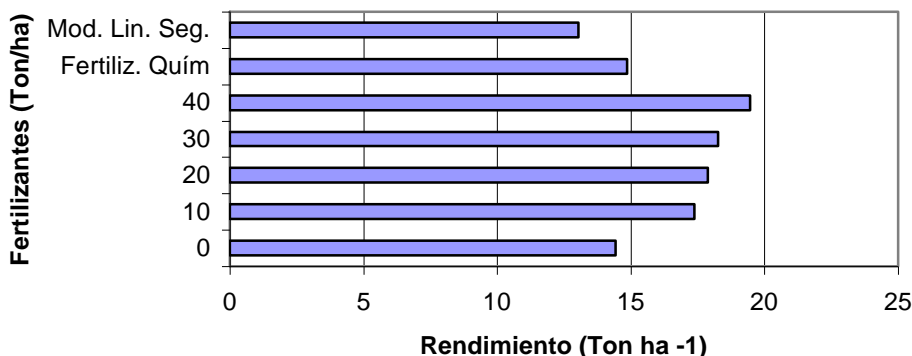


Grafica 1. Respuesta de la alfalfa a la cantidad de biosólidos aplicados al suelo. CEDEL-INIFAP.

Con los resultados anteriores y con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos previamente exploradas y conciliarlas con el potencial riesgo de contaminación con metales pesados y nitratos; en el año 2001 se evaluaron cinco dosis de biosólidos (0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹) y un testigo con fertilización química como ya se comentó anteriormente.

En la alfalfa evaluada, la aplicación de biosólidos produjo mayores rendimientos en comparación al testigo con fertilización química, donde el modelo lineal segmentado describe apropiadamente el comportamiento de las variables de rendimiento estudiadas en la aplicación de biosólidos. Las dosis más adecuadas para alfalfa fue de 13.03 ton ha⁻¹ como se muestra en la Gráfica 2.

Producción de alfalfa (Ton ha⁻¹) en función de los biosólidos aplicados. ciclo 2001.



Grafica 2. Producción de alfalfa en base a la cantidad de biosólidos aplicados al suelo.

Al respecto, Ahlstrom , (1995) en un estudio evaluó en suelos calcáreos, biosólidos digeridos anaerómicamente que proveyeran de 0 a 280 kg de N ha⁻¹, y encontró que los rendimientos de fibra de algodón mostraron un incremento lineal significativo al aumentar las cantidad aplicada de biosólidos, donde la mejor dosis resultó ser 15.6 t ha⁻¹ de biosólidos en 1993. La aplicación de urea como fertilizante produjo rendimientos de fibra de 1,365 kg ha⁻¹, mientras que la producción con la aplicación de biosólidos varió entre 1,327 a 1,667 kg ha⁻¹, obteniéndose un incremento hasta de 27% al aplicar biosólidos en comparación con la fertilización convencional. En 1994, los rendimientos de fibra promediaron 448 kg ha⁻¹ más que en 1993, pero la tendencia con respecto a la mejor dosis de aplicación de biosólidos fue distinta y los rendimientos de fibra se incrementaron en todos los tratamientos por la aplicación de biosólidos en comparación al tratamiento aplicado con urea el cual produjo 1,628 kg ha⁻¹ de fibra de algodón. Una dosis intermedia de biosólidos de 7.6 ton ha⁻¹ produjo los más altos rendimientos de fibra con 2,176 kg ha⁻¹ o sea 34% más de rendimiento en comparación a la fertilización con urea.

CICLO 2001. El rendimiento de alfalfa respondió positivamente a la aplicación de biosólidos al suelo como abono. La separación de medias en el rendimiento de materia seca, dividió los tratamientos en tres grupos: Los testigos sin fertilización y fertilización química con menor rendimiento; la aplicación de 10, 20 y 30 ton ha⁻¹ de biosólidos en otro y un tercero con la aplicación de 40 ton ha⁻¹ de biosólidos con un rendimiento de 19.467 kg ha⁻¹ el cual fue el más alto. La aplicación de biosólidos incrementó el rendimiento de materia seca entre 17% hasta 31%, Cuadro 2. Al respecto, Binder *et al.*,(2002), registró

que los biosólidos digeridos anaerómicamente tienen un alto valor agronómico; un manejo sostenible de estos residuos puede asegurar altos rendimientos y rentabilidad económica, y a su vez minimizar la acumulación de NO₃, P y otros elementos en el suelo.

De acuerdo con el análisis de la producción de materia seca en función de la dosis de biosólidos, existen dos áreas de respuesta; en la primera.; en la primera existe una fuerte respuesta a la aplicación de 0 a 10 ton ha⁻¹ de biosólidos, mientras que en la segunda, en las dosis desde 10 hasta 40 ton ha⁻¹, los rendimientos fueron muy similares, por lo que fue necesario definir estadísticamente el punto que delimitara las dos áreas. Para ello se obtuvieron modelos de superficie de respuesta de tipo cuadrático, segmentado cuadrático y lineal segmentado.

Cuadro 2 Rendimiento en kg ha⁻¹, de alfalfa (materia seca) abonado con biosólidos y con fertilización química. CEDEL-INIFAP.2001.

Biosólidos Ton ha ⁻¹	Numero de cortes						Total
	1	2	3	4	5	6	
T (35-90-0)	1754 b	2730 cd	2905 d	2821 ...c	2300 ...c	2129 ...c	14834 c
0	1403 c	2624 d	3021 cd	2780 ...c	2379 ..bc	2172 ...c	14425 c
10	2009 a	3110 bc	3399 ab	3276 ab	2577 ...b	2503 b	17369 b
20	2333 a	3366 ab	3405 ab	3297 ab	2443 ..bc	2804 a	17891 ab
30	2348 a	3491 a	3395 ab	3226 ab	2840 ...a	2750 a	18264 ab
40	2112 a	3591 a	3642 a	3678 ...a	3081 ...a	2965 a	19467 a
C. V.	12.0 %	10.0 %	9.7 %	11.6%	7.2 %	6.8%	

* Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas . Tukey $\alpha = 0.05$

Tomando como criterio de selección el coeficiente e determinación, la significancia de los parámetros y la tendencia de los residuales de cada modelo, se definió el modelo de regresión lineal segmentado como el más apropiado para describir este comportamiento, el cual es:

Si $D < X_0$; $MS = \beta_0 + \beta_1 * D$; Si $D \geq X_0$; $MS = \beta_0 + \beta_1 * X_0$., Donde: MS = Materia seca de alfalfa (kg ha⁻¹), $\beta_0 = 14,402.3$ (ordenada al origen), $\beta_1 = 305.4$ (pendiente), $X_0 = 13.0$ (punto de intersección) y D = Dosis de biosólidos (ton ha⁻¹). Con este modelo se determinó como punto de intersección de las líneas, la dosis de 13.0 ton ha⁻¹, de biosólidos, con la cual se producen 18,373 kg ha⁻¹, de materia seca de alfalfa; de esto se concluye que no existe respuesta a dosis mayores por lo que agronómicamente, ésta dosis es la apropiada. Por su lado, Quintero *et al* (1998), estudiaron dosis de

biosólidos desde 5 hasta 40 ton ha⁻¹, en los cultivos de cebada y maíz; encontraron que la dosis más adecuada fue de 20 ton ha⁻¹, y que la adición de lodos residuales aumentó el rendimiento de los cultivos, incluso cuando la dosis de aplicación no alcanzó a satisfacer la demanda de nitrógeno del cultivo, como fue el caso de la aplicación de 5.0 ton ha⁻¹ de biosólidos. Ahlstrom(1995), evaluó biosólidos digeridos anaeróbicamente, en suelos calcáreos, con contenidos de 0 a 280 kg ha⁻¹ de N y encontró que los rendimientos de fibra de algodón mostraron un incremento lineal significativo al aumentar la cantidad aplicada del abono, donde la dosis óptima fue de 15.6 ton ha⁻¹

Balance y mineralización de nitrógeno (N) en parcelas de alfalfa.

Se determinó el aporte al suelo y el consumo por el follaje del cultivo de nitrógeno en las parcelas de los tratamientos estudiados (Cuadro 3). Como parte del nitrógeno que entró al sistema, se consideró el N residual al inicio del ciclo (N_{RI}), el N contenido en el agua de riego en forma de nitratos (N_A) y el N aplicado en forma de fertilizante químico (N_{Fe}), donde la suma de todos éstos se clasificó como el N de origen no orgánico (N_{NO}); como se trata de un cultivo que tiene la capacidad de fijar el nitrógeno ambiental, se calculó el nitrógeno fijado, restando el nitrógeno con origen no orgánico al nitrógeno removido por el cultivo ($N_F = N_C - N_{NO}$); otra entrada de nitrógeno al sistema lo constituyó el N originado de la mineralización de los biosólidos, la cual se obtuvo restando al nitrógeno total, el nitrógeno fijado y nitrógeno con origen no orgánico ($N_B = N_T - N_F - N_{NO}$).

Del N que salió del sistema sólo se registró aquel contenido en la parte aérea de las plantas de alfalfa, sin contar la cantidad de N contenida en la raíz, la que se perdió por desnitrificación o por lavado fuera del estrato 0-90 cm del suelo. El N absorbido por el cultivo (N_C) y el contenido en el suelo al final del ciclo (N_{RF}), se incrementaron conforme se aumentó la dosis de biosólidos aplicada al suelo (Cuadro 3). Por otra parte, del nitrógeno mineralizado de los biosólidos fue utilizado por el cultivo de alfalfa 42, 49, 57 y 64 % de los tratamientos 10, 20, 30, y 40 ton ha⁻¹ de biosólidos, respectivamente, y el resto permaneció en el perfil 0-90 cm del suelo al final del ciclo. Esto nos muestra que la alfalfa por ser un cultivo con alta producción de materia seca y amplio sistema radicular, utiliza gran parte del N mineralizado de los biosólidos, por lo tanto puede ser utilizado como un cultivo trampa para evitar contaminación con nitratos en cuerpos de agua. Finalmente, se observó una tendencia a disminuir el porcentaje de mineralización de N conforme se aumentó la dosis de biosólidos, sobre todo en las dosis de 20, 30 y 40 ton ha⁻¹. (Cuadro 3).

Sobre el tema Fresquez *et al.*, (1990); señala que los biosólidos digeridos frescos usualmente contienen más N mineralizable que los producidos con procesos de estabilización más intensivo (composteo,

lagunas de almacenamiento). La cantidad de mineralización de N orgánico es también afectada por la temperatura y humedad del suelo, la mineralización es más rápida en suelos cálidos y húmedos. Usualmente más de la mitad del N mineralizado en el primer año ocurre dentro de las primeras 3 a 6 semanas después de la aplicación de los biosólidos.

Cuadro 3 Contenido de nitrógeno (kg ha⁻¹) en suelo, planta y mineralización de N de los biosólidos aplicados al suelo en alfalfa. CEDEL – INIFAP – 2001.

Biosólidos Ton ha ⁻¹	N _{Or} kg ha ⁻¹	N _{RI}	N _A	N _{Fe}	N _{NO}	N _C	N _{RF}	N _T	N _F	N _A	% mine ralización
35-90-00*		20	142	35	197.3	386	50.9	436.4	188.2	0	0
0		20	142	0	162.3	406	73.3	479.4	243.8	0	0
10	401	20	142	0	162.3	475	95.1	570.0	243.8	163.9	40.87
20	802	20	142	0	162.3	494	90.3	584.3	243.8	178.2	22.22
30	1203	20	142	0	162.3	564	119.0	682.6	243.8	276.5	22.98
40	1604	20	142	0	162.3	590	103.9	694.1	243.8	288.0	17.96

*N, P₂O₅ y K₂ O, aplicado en el tratamiento testigo; N_{RI} = nitrógeno residual del perfil 0-30 cm de suelo, muestreado antes de la aplicación de biosólidos; N_A, = nitrógeno contenido en el agua de riego en forma de nitratos; N_{Fe}, = nitrógeno aplicado como fertilizante; N_{NO}, = nitrógeno con origen no orgánico; (N_{NO} = N_{RI}+N_A+N_{Fe}); N_C = nitrógeno removido por la parte aerea del cultivo; N_{RF} = nitrógeno residual del perfil 0-90 cm del suelo, muestreado al final del ciclo del cultivo; N_T=nitrógeno total contenido en el sistema (N_T = N_C + N_{RF}); N_F= nitrógeno fijado por el cultivo (N_F= N_C- N_{NO}); N_A = nitrógeno mineralizado de los biosólidos en el ciclo de cultivo (N_B= N_T-N_F-N_{NO}) y % de mineralización = NB * 100 / Nitrógeno total orgánico en los biosólidos .

Concentración de metales pesados en el cultivo y en el suelo.

La concentración de metales pesados en los biosólidos esta entre las principales consideraciones en la aplicación agrícola de estos, ya que son potencialmente dañinos para las plantas y/o salud animal y humana. De acuerdo a Williams (1991) citado por Akrivos et al (2000), los metales pesados son divididos en dos grupos: a) zinc, cobre, níquel y cromo que son fitotóxicos y pueden afectar el crecimiento de los cultivos; y b) plomo, cadmio, mercurio y molibdeno los cuales son normalmente no tóxicos para las plantas pero pueden ser perjudiciales para los animales que ingieren el cultivo.

Para el caso del estudio desarrollado con alfalfa en Delicias, Chihuahua, el cual no presentó afectación en este sentido y los niveles de los metales pesados estuvieron por debajo de los niveles críticos reportados por Schmidt (1997), como se observa en el cuadro 4.

Cuadro 4. Concentración de metales pesados (mg kg⁻¹) en el cultivo de alfalfa abonado con biosólidos. CEDEL-INIFAP.2001.

Biosólidos Ton ha ⁻¹	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
35-90-00*	< 0.54	<1.72	1.17	< 3.0	8.4	9.9	18.3
0	< 0.54	<1.72	0.63	< 3.0	8.6	11.6	21.3
10	< 0.54	<1.72	12.84	< 3.0	10.0	10.6	26.1
20	< 0.54	<1.72	0.15	< 3.0	8.4	12.1	28.2
30	< 0.54	<1.72	< 0.01	< 3.0	9.3	9.2	25.0
40	< 0.54	<1.72	7.99	< 3.0	8.8	10.7	30.2
Nivel crítico	6-8	4-8	49	10 - 50	---	20-30	200-500

* N, P₂O₅ y K₂O, aplicado en el tratamiento testigo

El efecto de la aplicación de biosólidos sobre la composición del suelo es de gran interés ambiental y ha sido sujeto a muchos estudios. Los datos presentados en el Cuadro 5, muestran que aun cuando la aplicación de biosólidos en el suelo sembrado con alfalfa incrementó la concentración de algunos metales (Cr, Ni, Pb, Cu, y Zn), todos ellos se encuentran muy por debajo de los niveles críticos reportados por (Kabata-Pendias y Pendias 1992). Estos resultados sugieren que el uso agrícola racional de biosólidos es seguro y ecológicamente factible, por lo que pueden aplicarse sobre todo en suelos con productividad marginal y programas bien estructurados.

La toxicidad de un suelo debida a los elementos pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en las fases bioasimilables; es decir, la solución del suelo y las formas adsorbidas. Esta fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA o por EDTA y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad. Pero la dificultad de extracción, es por lo que las normativas prefieren evaluar la cantidad total de elemento tóxico presente. Se supone que existe un equilibrio entre la fase soluble y su cantidad total presente (Lindsay, 1978, calcula que el 10% del total se encuentra en fase soluble)

Cuadro 5. Concentración de metales pesados (mg kg⁻¹) al final del ciclo de alfalfa en el perfil 0-30 cm del suelo abonado con biosólidos. CEDEL-INIFAP.2001.

Biosólidos Ton ha ⁻¹	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
35-90-00*	2.7	37.7	< 0.5	10.5	112.1	17.6	125.9
0	2.7	34.4	< 0.5	11.6	109.7	13.3	62.8
10	2.8	38.8	< 0.5	11.7	118.8	13.2	66.2
20	2.8	43.9	< 0.5	12.9	126.7	14.8	72.9
30	2.9	41.4	< 0.5	12.3	120.5	24.3	88.8
40	2.8	44.2	< 0.5	12.9	130.6	26.8	78.1
Nivel crítico	3-5	50-600	10	23-846	60-253	100	220

- N, P₂O₅ y K₂O, aplicado en el tratamiento testigo

SEGUNDA ETAPA (VALIDACIÓN).

CICLO 2003. se aplicaron biosólidos a una parcela con el Sr. Carlos Márquez, el cual utilizó la variedad “Suprema” de alfalfa, a la que se dieron ocho riegos, debido a que la siembra se realizó de forma tardía únicamente se realizaron seis cortes. El tratamiento con la tecnología del agricultor produjo 11,079 kg ha⁻¹ contra 13,848 kg ha⁻¹ con la aplicación de biosólidos (13 t ha⁻¹ en base seca), existiendo un incremento en el rendimiento de alrededor de 25% con la aplicación de esta tecnología (Cuadro 6).

Cuadro 6. Rendimiento de materia seca (kg ha⁻¹) en las parcelas de validación con el uso de biosólidos en el 2003. CEDEL-INIFAP. 2005.

Parcela	Cultivo anterior	Tecnología de fertilización	Rendimiento de materia seca de follaje
Carlos Márquez (Alfalfa)	Maíz forrajero	(00-00-00)*	11,079
	Maíz forrajero	Biosol (13 t ha ⁻¹)	13,848

*N, P₂O₅ y K₂O aplicado en el tratamiento testigo.

CICLO 2004. el agricultor fertilizó su parcela con la dosis 14-37-00 y se comparó con el cultivo donde se habían aplicado 13 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca en el año anterior (2003), los resultados se muestran en el Cuadro 9, donde se observa que los rendimientos con el uso de biosólidos todavía en el segundo año fueron 21% superiores a la tecnología del agricultor, mostrando este material el poder residual que tiene para proveer nutrimentos al cultivo en años subsecuentes al momento de su aplicación.

Cuadro 7. Rendimiento de forraje seco y fibra-semilla de las parcelas de validación con el uso de biosólidos en la región agrícola de Delicias en el 2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Parcela	Tecnología de fertilización	Materia seca (kg ha ⁻¹)	% de incremento
Carlos Márquez	14-37-00	15,960	-----
(Alfalfa)	Biosólidos(13t)	19,308	21%

*N, P₂O₅ y K₂O aplicado en el tratamiento testigo.

Contenido nutrimental de biosólidos utilizados en el estudio.

Estos materiales tienen un alto contenido de materia orgánica (112-351), nitrógeno (37-40) y fósforo (13.5-20.3) en kg ton⁻¹ de biosólidos en base seca, como lo muestra el Cuadro 8, además contienen cantidades considerables de micronutrimentos como el fierro, zinc, cobre y manganeso los cuales son poco disponibles en los suelos calcáreos de la región agrícola de Delicias. Akrivos *et al*, (2000) mencionan que la aplicación de biosólidos en tres suelos alcalinos (pH = 8), aumentó el contenido de nutrimentos del suelo sin incrementar la concentración de metales pesados, los cuales fueron similares al tratamiento testigo sin recibir biosólidos. Otras propiedades físico-químicas, como pH, materia orgánica y conductividad hidráulica no cambiaron significativamente con las aplicaciones de entre 0 y 30 t ha⁻¹ de biosólidos. Estos mismos autores, también reportan que la aplicación de biosólidos provee un significativo mejoramiento en la productividad de la planta de algodónero, donde la substitución de fertilización química con biosólidos resulta en un incremento del 10% en la producción.

Cuadro 8. Contenido nutrimental de biosólidos digeridos anaeróbicamente utilizados como abono en las parcelas de validación 2003-2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Elemento	2000		2001		2004	
	Total	Disponible	Total	Disponible	Total	Disponible
	(kg/t base seca)					
Materia orgánica	122.4		112.0		351.2	
Nitrógeno	37.0	11.10 ^a	40.10	12.03	37.15	11.15
N-NO ₃		0.006		0.032		0.028
Fósforo	20.27	2.66	13.50	0.42	18.58	2.547
Potasio	0.90	0.77	2.90	0.63	2.90	1.350
Calcio	28.00	8.56	35.10	4.54	5.20	2.822
Magnesio	2.50	1.54	3.80	0.82	9.65	0.231
Zinc	0.650	0.217	0.750	0.462	1.150	0.112
Fierro	5.250	0.364	9.050	0.137	9.700	0.215
Cobre	0.431	0.051	0.353	0.024	0.131	0.065
Manganeso	0.167	0.081	0.293	0.049	0.171	0.044
pH	6.67		5.60		7.30	
% Humedad	75.37		27.20		80.00	

^a Se considera que 30% del N total se mineraliza el primer año.

Propiedades físicas y químicas de los suelos utilizados.

En el 2004 se validó la tecnología de uso de biosólidos en diferentes suelos de la región agrícola de Delicias, los cuales incluyeron suelos arcillosos con problemas de abastecimiento de micronutrientes de la zona conocida como “ciénega de Meoquí” donde los agricultores tienden a realizar aplicaciones periódicas de estiércoles por lo que el análisis de suelo muestra contenidos considerables de materia orgánica (1.7-2.0 % en el Cuadro 9) y nitratos (172-190 kg/ha en el Cuadro 11).

Cuadro 9. Propiedades físicas y químicas de los suelos utilizados en la validación del uso de biosólidos en el período 2003-2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Parcela	Año	Tecnología de fertilización	Textura	PH		C.E. (mmhos/cm)		M. O. (%)	
				Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Carlos Márquez (Alfalfa)	2003	(00-00-00)*	Franco	8.2	8.3	1.1	0.6	0.38	0.62
		Biosol (13 t)	Franco	8.2	8.5	1.1	0.9	0.38	0.62
Carlos Márquez (Alfalfa)	2004	(14-37-00)	Migajon arcilloso	8.5	8.3	0.4	0.6	0.4	0.5
		Biosol (13 t)	Franco	8.5	8.2	0.4	0.7	0.4	0.6

Conductividad Eléctrica: <0.4, no salino; 0.4-0.8, muy ligeramente salino; 0.81-1.2, moderadamente salino; 1.21-1.6 condición salina; 1.61-3.2, fuertemente salino; >3.2, muy fuertemente salino. Materia orgánica: <1, muy pobre; 1-2, pobre; 2-3, medio; 3-5, rico; >5, muy rico.

Concentración de nutrimentos en el suelo en las parcelas estudiadas.

El contenido de nitratos en el suelo al inicio del ciclo de cultivo en el 2003 fue de solo 52 kg ha⁻¹ (11.8 kg de N ha⁻¹) y al final del ciclo 34 kg ha⁻¹ (7.7 kg de N ha⁻¹), lo cual indica bajos contenidos de este nutrimento, de acuerdo a los resultados obtenidos del laboratorio, sobre el contenido de fósforo la concentración más baja se presentó en el tratamiento testigo, y al final del ciclo de cultivo; en el caso del potasio, todos los valores registrados están por encima de los valores críticos, misma situación que se presentó en el caso de zinc, y manganeso, mientras que de fierro y cobre se reportaron bajas concentraciones de estos nutrimentos como se puede apreciar en el Cuadro 10.

Existe bastante disparidad entre los distintos umbrales establecidos. La diversidad de los suelos y sus propiedades son los principales responsables de esta diversidad, pero también la ausencia de una casuística amplia ha impedido la deseable unificación de criterios. (García y Dorronsoro, 2002)

Cuadro 10. Concentración de nutrimentos y niveles de suficiencia en el suelo, al inicio y al final del ciclo de cultivo en parcelas abonadas con biosólidos en el 2003. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha ⁻¹)		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Fierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Carlos	(00-00-00)*	52	33	19.3	7.9	880	336	1.26	3.42	2.66	2.20	13.88	3.48	0.42	0.30
Márquez (Alfalfa)	Biosólido (13 t)	52	35	19.3	21.1	880	324	1.26	5.44	2.66	3.32	13.88	5.16	0.42	0.72
		89-177 ^d		12-15 ^e		175 ^e		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

^a = Muestreo del suelo (0-30 cm) antes de la aplicación de los biosólidos o fertilizante; ^b = Muestreo del suelo(0-30 cm) al final del ciclo del cultivo; ^d = Etchevers, 1987; ^e = Nivel crítico propuesto por A and L Agricultural Laboratories; ^f = Haby et al. 1990; ^g = Martens y Lindsay, 1990; ^h = Lindsay y Norvell, 1978 citado por Martens y Lindsay, 1990

Los resultados obtenidos durante el ciclo 2004, indican, que la concentración de nitratos en el suelo al inicio y al final del ciclo de cultivo fluctuó desde 15 hasta 40 kg ha⁻¹, lo cual indica bajos contenidos de este nutrimento, de acuerdo a los resultados obtenidos del laboratorio, sobre el contenido de fósforo la concentración más baja se presentó en el tratamiento testigo, y al final del ciclo de cultivo; en el caso del potasio, todos los valores registrados están por encima de los valores críticos, misma situación que se presentó en el caso de manganeso, mientras que de fierro y cobre se reportaron concentraciones por encima de los niveles críticos, sobre todo en las parcelas donde se aplicaron 13 ton ha⁻¹ de biosólidos en base seca; mientras que en el caso del zinc, se mostró la influencia de los biosólidos sobre todo al final del ciclo de cultivo, como se puede apreciar en el cuadro 11.

Cuadro 11 Concentración de nutrimentos y niveles de suficiencia en el suelo, al inicio y al final del ciclo de cultivo en parcelas abonadas con biosólidos en el 2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha ⁻¹)		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Fierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final ^b	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Carlos Márquez (Alfalfa)	(14-37-00)	15	21	8	2	285	720	0.4	4.7	1.7	2.2	2.6	5.0	0.4	0.3
	Biosol (13 t)	40	23	9	8	330	828	0.5	6.0	1.5	6.2	2.3	6.6	0.4	0.9
		89-177 ^d		12-15 ^e		175 ^e		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

^a = Muestreo del suelo (0-30 cm) antes de la aplicación de los biosólidos o fertilizante; ^b = Muestreo del suelo(0-30 cm) al final del ciclo del cultivo; ^d = Etchevers, 1987; ^e = Nivel crítico propuesto por A and L Agricultural Laboratories; ^f = Haby et al. 1990; ^g = Martens y Lindsay, 1990; ^h = Lindsay y Norvell, 1978 citado por Martens y Lindsay, 1990

Concentración de metales pesados (mg kg⁻¹) en muestras de los biosólidos utilizados.

Se utilizaron biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Chihuahua (Earth Tech México S.A. de C.V.) que en abril del 2004 contenían 0.79 mg Cd kg⁻¹, 69.48 mg Cr kg⁻¹, 1.17 mg Hg kg⁻¹, 16.99 mg Ni kg⁻¹, 109.14 mg Pb kg⁻¹, 619.46 mg Cu kg⁻¹ y 1,555.16 mg Zn kg⁻¹, valores que están dentro de los límites permitidos por las instituciones reguladoras (SEMARNAT (2002) en México y USEPA (1995) en USA), como se muestra en el Cuadro 12, lo que los hace aptos para ser aplicados en tierras agrícolas como suplemento fertilizante.

Cuadro 12. Concentración de metales pesados (mg/kg) en muestras de biosólidos de la planta Chihuahua y límites máximos permisibles para la aplicación en suelos. CEDEL-INIFAP.

Metales pesados	M u e s t r a						Límite* excelente calidad	Límite* máximo permisible
	Junio 1998	Noviembre 1998	Septiembre 1999	Febrero 2001	Abril 2004	Octubre 2004		
Cadmio	4.06	3.76	3.40	4.20	0.79	ND	39	85
Cromo	< 0.29	< 0.29	206.80	90.85	69.48	82.82	1200	3000
Mercurio	-----	-----	4.20	4.071	1.17	1.81	17	57
Níquel	48.80	38.80	23.20	19.37	16.99	17.69	420	420
Plomo	354.70	335.30	483.20	245.5	109.14	64.50	300	840
Arsénico	28.70	23.35	-----	-----	12.04	ND	41	75
Cobre	3918	3689	-----	455.06	619.46	252.05	1500	4300
Selenio	< 0.29	0.29	-----	-----	-----	-----	100	100
Zinc	2574	2139	-----	950.56	1555.16	1081.24	2800	7500

ND= No Detectable. * USEPA (1995) y SEMARNAT (2002).

En los suelos, los más abundantes son el Mn, Cr, Zn, Ni, y Pb ($1-1500 \text{ mg kg}^{-1}$; el Mn puede llegar a $10,000 \text{ mg kg}^{-1}$). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu, y AS ($0.1-250 \text{ mg kg}^{-1}$) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg ($0.01-2.0 \text{ mg kg}^{-1}$), según Bowen, 1979. Los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro vías diferentes, de acuerdo con García y Dorronsoro (2002): i) pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación; ii) Pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; iii) Pueden pasar a la atmósfera por volatilización; iv) Pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas. Según Sharma & Agrawal, (2005), el contenido de metales pesados en suelos debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo, pero la actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el suelo, en cantidades considerables, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas.

Análisis económico

Los biosólidos son materiales secundarios originados en el tratamiento de aguas residuales municipales, los cuales por su alto contenido de materia orgánica y nutrientes para los suelos y los cultivos, los hace ideales para ser reciclados en la agricultura, sin embargo por su alto contenido de humedad y su volumen, conlleva un costo de aplicación y transporte. Debido a que estos materiales son generados en las plantas tratadoras de aguas residuales, es probable que el costo de transporte y aplicación sea financiado por las instituciones generadoras de estos, por lo que el análisis económico será hecho con estas dos variantes.

En el Cuadro 13, se presenta el costo de cultivo de alfalfa establecimiento bajo riego por gravedad, utilizando como fuente de información las actividades hechas por los agricultores y las estimaciones que realiza el FIRA (2003) para otorgar financiamiento a sus habilitados.

Cuadro 13. Costo de establecimiento del cultivo de alfalfa bajo riego de gravedad en la parcela de validación del Sr. Carlos Márquez Rosas. CEDEL-2003.

Concepto b	Cantidad	Costo por unidad en \$	Costo total por concepto en \$	Total
PREPARACIÓN DE TERRENO				2,027.00
Subsoleo	1	564.00	564.00	
Barbecho	1	584.00	584.00	
Rastreo	2	262.00	524.00	
Empareje	1	130.00	130.00	
Corrugado	1	150.00	150.00	
Bordeo	1	75.00	75.00	
SIEMBRA				2,360.00
Semilla	40 kg	52.00	2080.00	
Siembra (grano fino)	1	280.00	280.00	
FERTILIZACIÓN (00-00-00)				0.00
Fertilizante (18-46-00)				
Aplicación (ciclón)				
RIEGOS				3,210.00
Cuota de riego	12 Mm ³	230.00	2760.00	
Riegos	8	50.00	400.00	
Limpia de acequias	1	50.00	50.00	
LABORES DE CULTIVO				
LABORES FITOSANITARIAS				227.00
Insecticida	20 kg	5.00	100.00	
Aplicación	1	127.00	127.00	
COSECHA				3,486.00
Corte	6	220.00	1,320.00	
Rastrillo	6	115.00	690.00	
Empaque	369	4.00	1,476.00	
COSTO TOTAL				11,310.00

Nota: Los costos de cultivo no incluyen el interés generado por el dinero, ni el costo del seguro agrícola. Fuente : FIRA (2003)

Los costos fijos y variables ciclo 2003, en función de la tecnología utilizada, donde se consideró las actividades del productor cooperante en comparación de la tecnología donde se aplicaron biosólidos, en base seca y considerando el transporte de la enmienda pagada por la Junta Municipal de Aguas y Saneamientos se muestra en el cuadro 14.

Cuadro 14 Costos fijos y variables en el cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas. CEDEL-2003.

Concepto	Tratamientos		
	Agricultor (00-00-00)	Biosólidos (13 t base seca)	Biosólidos (13 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	9,834	9,834	9,834
Preparación de terreno	2,027	2,027	2,027
Siembra	2,360	2,360	2,360
Riegos	3,210	3,210	3,210
Labores fitosanitarias	227	227	227
Corte y rastrillo	2,010	2,010	2,010
COSTOS	1,476	4,149	2,579
VARIABLES			
Fertilizante	0	0	0
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	0	731	731
Transporte (fertilizante o biosolidos)	0	1,570	0
Empaque	1476	1848	1848
COSTO TOTAL	11,310	13,983	12,413

Los datos utilizados durante el ciclo 2004, se pueden apreciar en el cuadro 15, los cuales disminuyeron, considerablemente, hasta un costo aproximado del 50%

Cuadro 15 Costos fijos y variables en el cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas. CEDEL-2004.

Concepto	Agricultor (14-37-00)	Bios (13 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	5,555	5,555
Riegos	3,210	3,210
Corte y rastrillo	2,345	2,345
COSTOS VARIABLES	1,476	2,574
Fertilizante	284	0
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	65	0
Transporte (fertilizante o biosolidos)	0	0
Empaque	2128	2574
COSTO TOTAL	8,032	8,129.413

También resulta importante mostrar la información del costo de mantenimiento del cultivo de alfalfa bajo riego por gravedad, los cuales se pueden apreciar en el cuadro 16., donde los costos más altos corresponden a la aplicación del agua de riego y al costo de cosecha; ya que lo relacionado con la aplicación de fertilizantes químicos, es mínimo, siendo en realidad solo tres rubros los que fueron considerados, en este aspecto.

Cuadro 16. Costo de mantenimiento del cultivo de alfalfa bajo riego de gravedad en la parcela de validación del Sr. Carlos Márquez Rosas. CEDEL-2004.

Concepto	Cantidad	Costo por unidad	Costo total por concepto	Total
PREPARACIÓN DE TERRENO				0.00
SIEMBRA				0.00
FERTILIZACIÓN (14-37-00)				349.00
Fertilizante (18-46-00)	80 kg	3.55	284.00	
Aplicación (ciclón)	1	65.00	65.00	
RIEGOS				3,210.00
Cuota de riego	12 Mm ³	230.00	2760.00	
Riegos	8	50.00	400.00	
Limpia de acequias	1	50.00	50.00	
LABORES DE CULTIVO				0.00
LABORES FITOSANITARIAS				0.00
COSECHA				4,473.00
Corte	7	220.00	1,540.00	
Rastrillo	7	115.00	805.00	
Empaque	532	4.00	2,128.00	
COSTO TOTAL				8,032.00

Nota: Los costos de cultivo no incluyen el interés generado por el dinero, ni el costo del seguro agrícola. Fuente: FIRA (2003)

Para realizar el análisis económico de residuos se utilizaron los datos del Cuadro 17, donde se observa que el abonamiento con biosólidos elevan substancialmente los costos variables por concepto de aplicación y transporte de estos materiales. El costo de establecimiento de alfalfa es alto, agregando que la siembra fue hecha de forma tardía donde únicamente se pudieron dar seis cortes de alfalfa, esto nos arroja como resultado un índice de redituabilidad bajo que fue de 0.91 para la tecnología del agricultor y 0.92 para el uso de biosólidos cuando el transporte y aplicación es cubierto por el agricultor.

Cuadro 17. Datos utilizados en el análisis económico de residuos en el cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas en el 2003. CEDEL-INIFAP. 2005.

Descripción	Tratamientos		
	Agricultor (00-00-00)	Biosólidos (13 t base seca)	Biosól (13 t base seca) JMAS
1.- Precio comercial \$/kg de heno alfalfa	0.930	0.930	0.930
2.- Costo de cosecha \$/kg de heno alfalfa (3+4+5)	0.314	0.278	0.278
3.- Costo de corte \$/kg de heno alfalfa	0.119	0.095	0.095
4.- Costo de rastrillo \$/kg de heno alfalfa	0.062	0.050	0.050
5.- Costo de empaque \$/kg de heno alfalfa	0.133	0.133	0.133
6.- Precio bruto \$/kg de heno alfalfa (1-2)	0.616	0.652	0.652
7.- Rendimiento (kg/ha)	11,079	13,848	13,848
8.- Beneficio bruto \$ (6x7)	6,825.00	9,029.00	9,029.00
9.- Costo de fertilizante \$	0	0	0
10.- Costo de aplicación (fert. o biosolidos) ^a	0	731	731
11.- Costo de transporte (fert. o biosolidos) ^b	0	1570	0
12.- Costos variables (9+10+11)	0	2,301	731

^a = Costo de aplicación \$ 17/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

^b = Costo de transporte \$ 36.5/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

Cuando el transporte es cubierto por el municipio (JMAS), el índice de redituabilidad se incrementa significativamente hasta 1.03 (Cuadro 18). Debido a que se trata de un cultivo perenne se espera que en

los años subsecuentes se obtenga una mayor redituabilidad. De acuerdo con Parr y Papendick (1997), además de los indicadores económicos, la altura, el calibre y el peso seco y fresco aumenta en las plantas que han recibido cualquier tratamiento de lodo y como consecuencia se produce en todos los casos un aumento en mayor o enor medida de la cosecha. Para la planta se ha observado mayor facilidad para acumular metales pesados con el riego con agua residual que con la aplicación de lodos; el contenido de nitrógeno aumenta tanto en las plantas regadas con agua residual como en las abonadas con lodos; El contenido de materia orgánica del suelo aumenta tanto con el aporte de agua residual como con el de lodo. La aplicación de lodo o agua residual en el suelo no produce variaciones del pH, ni conductividad eléctrica

Cuadro 18. Indicadores económicos del cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas en el 2003. CEDEL-INIFAP. 2005.

Descripción	Tratamientos		
	Agricultor (00-00-00)	Biosólidos (13 t base seca)	Bios (13 t base seca) JMAS
Rendimiento alfalfa henificada (kg/ha)	11,079	13,848	13,848
Beneficio bruto \$	6,825	9,029	9,029
Costos variables \$	0	2,301	731
Beneficio neto \$	6,825	6,728	8,298
Retorno mínimo (50%)	0	1,151	366
Residuo	6,825	5,577	7,932
Valor de la producción	10,303	12,879	12,879
Costo de cultivo	11,310	13,983	12,413
Índice de redituabilidad	0.91	0.92	1.03

Durante el ciclo 2004, donde un año anterior se habían aplicado 13 t ha⁻¹ de biosólidos, aprovecho el efecto residual fertilizante que ofrecen estos materiales y tuvo únicamente costos de mantenimiento (Cuadro 19 y 20), donde se observó un incremento significativo en el índice de redituabilidad de ambas

tecnologías, obteniéndose un índice de 2.19 para la tecnología del agricultor y 2.61 para el uso de los biosólidos.

Cuadro 19. Datos utilizados en el análisis económico de residuos en el cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas en el 2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Descripción	Testigo agricultor	Biosólidos 13 t ha ⁻¹
	14-37-00	JMAS
1.- Precio comercial \$/kg de heno alfalfa	1.100	1.100
2.- Costo de cosecha \$/kg de heno alfalfa	0.279	0.255
(3+4+5)		
3.- Costo de corte \$/kg de heno alfalfa	0.096	0.080
4.- Costo de rastrillo \$/kg de heno alfalfa	0.05	0.042
5.- Costo de empaque \$/kg de heno alfalfa	0.133	0.133
6.- Precio bruto \$/kg de heno alfalfa (1-2)	0.821	0.845
7.- Rendimiento (kg/ha)	15,960	19,308
8.- Beneficio bruto \$ (6x7)	13,103.16	16,315.26
9.- Costo de fertilizante \$	284	0
10.- Costo de aplicación (fert. o biosol) ^a	65	0
11.- Costo de transporte (fert. o biosol) ^b	0	0
12.- Costos variables (9+10+11)	349	0

^a = Costo de aplicación \$ 17/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

^b = Costo de transporte \$ 36.5/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

Cuadro 20. Indicadores económicos del cultivo de alfalfa fertilizada con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos en la parcela del Sr. Carlos Márquez Rosas en el 2004. CEDEL-INIFAP. 2005.

Descripción		Testigo agricultor 14-37-00	Biosólidos 13 t ha ⁻¹ JMAS
Rendimiento alfalfa henificada (kg/ha)		15,960	19,308
Beneficio bruto \$		13,103	16,315
Costos variables \$		349	0
Beneficio neto \$		12,754	16,315
Retorno mínimo (50%)		0	0
Residuo		12,754	16,315
Valor de la producción		17,556	21,239
Costo de cultivo		8,032	8,129
Índice de redituabilidad		2.19	2.61

CONCLUSIONES.

La producción de forraje seco se incrementó desde 17 % hasta 31 % con la aplicación de biosólidos y fue diferente estadísticamente a los testigos sin fertilización y fertilización química. La dosis agronómica de biosólidos apropiada en alfalfa es de 13 t ha⁻¹ en base seca con lo cual se producen 18.373 t ha⁻¹ de materia seca. El cultivo de alfalfa es un buen consumidor del N proveniente de los biosólidos, pudiendo consumir hasta 64 % de los generados en un ciclo de cultivo, por lo que puede ser utilizado como un cultivo trampa para evitar contaminación por nitratos en cuerpos de agua. Las concentraciones de metales pesados en el suelo y en el tejido de la planta, están muy por debajo de las reportadas, como críticas en la literatura, lo que sugiere que el uso racional de biosólidos es seguro y ecológicamente factible. El análisis económico mostró en todos los cultivos que el uso de biosólidos es la mejor alternativa de fertilización, ya que en la mayoría de las parcelas aumentó el rendimiento o bien disminuyeron los costos de cultivo, al ahorrarse la aplicación de fertilizante (0-27%). Debido a esto, el uso de biosólidos incrementó el índice de redituabilidad de todos los cultivos, llegando a ser este hasta de 105 % más que la aplicación química de fertilizantes.

Se confirmó y demostró que el uso agrícola de biosólidos es una alternativa viable, que eleva la productividad de los suelos y disminuye los costos de producción de alfalfa en comparación a la tecnología de fertilización química tradicional. Es ecológicamente segura, siempre y cuando los biosólidos aplicados cumplan con las normas establecidas por la SEMARNAT, y se utilicen en forma racional.

LITERATURA CITADA.

- 1.- Albaladejo J. y E. Díaz (1990). Degradación y regeneración del suelo en el mediterráneo español: experiencias en el proyecto Lucdeme. In: Albaladejo J, Stocing M. A., Díaz E. (eds) Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean environmental conditions. CSIC, Madrid, España.
- 2.- Alexander M.(1997) Introduction to soil microbiology. Wiley, New York.
- 3.- Ahlstrom, S.B. 1995. Cotton responses to land application of water and wastewater residuals in El Paso county 1993 and 1994. 1994 final report. Texas Agricultural Experiment Station. Texas A&M Research Station. 21p.
4. Akrivos, J.; Mamais, D.; Katsara, K. and Andreadakis, A. 2000. Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. Water Science and Technology. 42 (9):203-210.

- 5.- Barbarick, K.A. and Ippolito, J. A. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosolids applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29:1345-1351.
- 6.- Barbarick, K.A., J. A. Ippolito and D.G. Westfall. 1996. Distribution and mineralization of biosolids nitrogen applied to dryland wheat. *J. Environ. Qual.* 25:796-801.
- 7.-Binder, D. L. , A. Dobermann, D. H. Sander and K. G. Cassman. 2002. Biosolids as nitrogen source for irrigated maize and rainfed sorghum. *Soil Sci Soc. Am. J.* 66: 531-543.
- 8.- Bower, H. & E. Idelovitch. 1987. Quality requirements for irrigation with sewage water. *J. Irrig. & Drainage Eng.* 113:516-535.
- 9.- Cogger, C. G., D.M. Sullivan, A.I. Bary and S.C. Fransen. 1999. Nitrogen recovery from heat-dried and dewatered biosolids applied to forage grasses. *J. Environ. Qual.* 28:754-759.
- 10.-Chang, A. C., T. C. Granato and A. L. Page.1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for Chromium, Copper, Nickel, and Zinc in agricultural land application of municipal sewage sludge. *J. Environ. Qual.*21: 527-536.
- 11.-Chang, A. C., H. Jun and A. L. Page.1997. Cadmium uptake for swiss chard ground on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb. *J. Environ. Qual.*26:11-19.
- 12.-Diaz-Ravina, M., M. J. Acea y T. Carballas (1995) Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol. Fertil soils* 19: 220-226.
- 13.-Dick R. P. (1992) A review: Long-term. Effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric Ecosyst Environ* 40: 25-36
14. - Douglas, B.F. and Magdoff, F.R. 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *J. Environ. Qual.* 20:368-372.
15. - Etchevers, J. D. 1987. Determinación de nitrógeno en suelos. *En Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo.* A. Aguilar Santelises, J.D. Etchevers Barra y J.Z. Castellanos Ramos (Eds.) Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación Especial No. 1 p. 77.
16. - Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1974. Soil map of the world. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France. 59 p.
17. - Fresquez, P.R.; Francis, R.E.and Dennis, G.L. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* 19:324-329.
- 18.- García, I.,y C. Dorronsoro 2002. Apuntes sobre contaminación por metales pesados (tema 15). http://edafología.ugr.es/conta/tema_15/introd.htm. (consulta hecha el 17 de agosto del 2006).

- 19.-FIDEICOMISOS INSTITUIDOS EN RELACION CON LA AGRICULTURA (FIRA).2003. Informe financiero. Banco de México. Cd. Delicias, Chihuahua.
- 20- García C., T. Hernández y F. Acosta (1992) Variation in some chemical parameters and organic matter in soils regenerated by the addition of municipal solid waste. *Environ Manage* 16: 763-768.
- 21- García C., T. Hernández, F. Costa, and A. Barahona 1996. Organic matter characteristics and nutrient content in eroded soils. *Environ Manage* 20: 131-141.
- 22 .- Gilmour, J.T. and Skinner, V. 1999. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 28:1122-1126.
- 23 .-Gil-Stores F., m. c. Trasar c., C. Ciradi, B. Ceccanti B. 1992.Biochemical caracterización of biological activity in very young mine soils. *Biol. Fertil. Soils* 13: 25-30.
- 24.- Haby, V.A., M.P. Ruselle and E.O. Skogley. 1990. Testing soil for potassium, calcium and magnesium. *In: Soil testing and plant analysis* R.L. Westerman (Ed) 3rd ed. Soil Science Society of America book series No. 3 p. 181-227.
- 25.- Hossain A., R.J.Raison, P.K.,Khanna. 1995. Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in an Australian subalpine eucalypt forest . *Biol. Fertil. Soils* 19:246-252.
- 26.- INEGI.2005. Superficies sembradas y cosechadas, volumen y valor de la producción agrícola por tipo de cultivo y principales cultivos y municipios. 10.- Agricultura.pp:453-476 Anuario Estadístico Chihuahua. Edición 2005.
- 27-Jenkinson D. S., J.N.Ladd (1981). Microbial biomass in soil:measurement and turnover. *In:Paul E. A., Ladd JN (eds) Soil biochemistry, vol. 5. Decker, New York, pp 415-471.*
- 28.- Kabatas-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. 2^{ed}. CRC.USA.365 P.
- 29- Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1979. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.
30. - Martens, D.C. and W.L. Lindsay. 1990. Testing soil for cooper, iron, manganese and zinc. *In : Soil testing and plant analysis* R.L. Westerman (Ed) 3rd ed. Soil Science Society of America book series No. 3 p. 229-263.
- 31.- Nannipieri P., Greco S., Ceccati B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. *In: Bollag J.M, Stozky G. (eds). Soil biochemistry, vol. 6. Dekker, New Cork, pp: 293-355.*

- 32.-Nannipieri P. (1994). The potencial use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst CE, Doube BM, Gupta VVSR, Grace pr (eds) Soil biota, management in sustainable farming systems. CSIRO, Adelaide, pp:238-244.
- 33.-Nannipieri P., P. Sequi P., Fusi P. (1996). Humus and enzyme activity. In: Piccolo A. (ed) Humus substances in terrestrial ecosystems. Elsevier, Ámsterdam, pp:293-328.
- 34.-Naseby D.C., Lynch J.M.(1997). Rhizosphere soil enzymes as indicators of perturbations caused by enzyme substrate addition and inoculation of a genetically modified strain of *Pseudomonas fluorescens* on wheat seed. *Soil Biol. Biochem.* 29:1353-1362.
- 35.-Pagliai M. Vittori Antisari L.(1993). Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. *Bioresource Technol.* 43: 205-213.
- 36.-Parr J. F., Papendick RI(1997) Soil quality:relationship and strategies for sustainable dryland farming systems. *Ann Arid Zone* 36: 181-191.
- 37.-Pascual J. A., Hernandez T, AyusoM, and C. García 1997. Changes in the microbial activity of arid soils atended with urban organic wastes. *Biol. Fertil. Soils* 24: 429-434.
- 38.-Paul E.A., Voroney R. A. (1989) Field interpretation of microbial biomass activity and measurements. In: Kleng M. J., Reddy C. A. (eds)Current perspectiva in microbial ecology. American Society of Microbiology, Washington D. C.
- 39.-Powlson D. S., P.C. Brookesm, B.T. Christiansen. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem* 19: 159-164.
- 40.- Quintero R, M. P. , M. L. Andrade C. y E. De Blas V. 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de Campo. *Edafología* N° 5 pp:1-10. [http://www. Edafología. Ugr.es](http://www.Edafología.Ugr.es) (Consulta hecha el 7 de junio del 2001).
- 41.-. SAS Institute. 1988. SAS/STAT User's guide. Release 6.03 SAS Institute Inc. Cary, N.C.
- 42.-Sharma, R.K. & M. Agrawal.2005. Biological effects of heavy metals: An overview. *Journal of Environmental Biology.* 26 (2):301-313.
- 43.-Shomar, B. H., G. Muller & A. Yahya. 2005. Geochemical characterization of soil and water from a wastewater Treatment Plant in Gaza. *Soil & Sediment contamination.* 14: 309-327.
- 44.- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2003. Sistema de Información Agropecuaria de Consulta (SIACON versión 1.1.) 1980-2003. Centro de Estadística Agropecuaria. www.sagarpa.gob.mx.

- 45.- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. 52 p.
- 46.- Schmidt, J. P. 1997. Understanding hytotoxicity thresholds for trace elements in land- applied sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 26:4-10.
- 47.- Skujins J.(1976) Extracellular enzymes in soil. *Crit Rev. Microbiol.* 4: 383-421.
- 48.-. Soil and plant analysis. *Agronomy hand book.* A and L Agricultural Laboratories. P. 28.
- 49.-Sparling G. P. 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic-carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 30: 195-207.
- 50.-. Sullivan, D. 1998. Fertilizing with Biosolids. PNW 508. 12 p. Oregon State University.
- 51.-. Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sand soil. *Soil Sci. Am. J.* 54:827-831.
- 52.-United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1995. A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 rule. EPA/832-B-93-005. September 1995. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Wastewater Management.. Washington, D.C. 99 p.
- 53.-. Uribe M., H.R., Chávez S., N. y Espino V., M. S. 2000. Los biosólidos como mejoradores de suelos agrícolas y avances de su evaluación en la región de Delicias. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Delicias. Folleto para productores Núm. 7. 16 p.
- 54.-. Uribe M., H.R., Chávez S., N., Orozco H. G. y Espino V., M. S. 2002. El uso de biosólidos para mejorar la productividad de los suelos agrícolas. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Delicias. Informe final. Cd. Delicias, Chihuahua.

CAPÍTULO X

RENTABILIDAD DEL ALGODONERO TRATADO CON BIOSÓLIDOS EN EL VALLE DEL CONCHOS, CHIHUAHUA.

Hugo Raúl Uribe Montes¹, Jesús Pilar Amado Álvarez¹ y Gamaliel Orozco Hernández¹.

¹INIFAP. Campo Experimental Delicias. e-mail: Uribe.Hugo@inifap.gob.mx.

INTRODUCCIÓN.

Según el INEGI, (2005), el algodón se produce en los Municipios de Ascensión, Janos, Praxedis G. Guerrero, Buenaventura, Ojinaga, Ahumada, Delicias, Rosales y Meoqui, en una superficie cosechada de 35,014 ha, donde se recolectó un volumen de 121, 231 toneladas, cuyo valor fue de \$ 731,472.30. En México se operan 938 plantas de tratamiento que depuran 50, 810 M³ seg⁻¹ de aguas residuales que generan 1, 483,649 toneladas de biosólidos por año (296,730 toneladas en base seca; sin embargo únicamente 255 plantas de tratamientos utilizan procesos donde realmente se generan biosólidos, las cuales producen 642,473 toneladas de estos materiales por año. (CNA, 2001), El crecimiento demográfico e industrial de las ciudades del Estado de Chihuahua, ha provocado una mayor demanda de agua, como consecuencia de este proceso, se han incrementado los caudales de aguas negras residuales existiendo una mayor contaminación en los cuerpos de agua. La municipalidad de la ciudad de Chihuahua opera una planta tratadora de aguas residuales que genera mensualmente 1,200 t de lodos residuales, CNA (2001), los cuales han sido digeridos anaeróbica mente, proceso biológico que elimina una gran cantidad de patógenos.

La depuración de aguas es el nombre que reciben los distintos procesos implicados en la extracción, tratamiento y controles sanitarios de los productos de desecho arrastrados por el agua y procedentes de

viviendas e industrias. El interés y conocimiento por el agua residual viene de muy antiguo y en cierto modo esta ligado a la evolución de la higiene donde hasta el siglo XIX en que se produce el desarrollo del urbanismo y las ciencias se produce una renovación de e concepto hasta entonces muy descuidado por la población en general. A partir de este momento avanzan los trabajos de urbanismo, que proponen la creación de fosas sépticas y de un mecanismo de evacuación de las aguas residuales hasta el desagüe en todas las nuevas construcciones. Son los inicios de las tuberías de desagüe. (González, 2000).

El agua residual, rica n nitrógeno, se utiliza para enriquecer la tierra mediante su purificación (principio de nitrificación). Surgen así los primeros campos de abono; al tiempo que los retretes (WC) ingleses se extienden por toda Europa, se organizan las primeras exposiciones sobre higiene. Con respecto a las ciencias, los programas son considerables y dejan en el olvido las viejas creencias (entre ellas, aquella de la “generación espontánea”, refutada por los experimentos de Louis Pasteur). A medida que se descubren diferentes bacterias y su papel clave en las infecciones conocidas, se asume que es posible protegerse de ellas. (Manrique, 1989).

En líneas generales, se perfilan las primeras medidas de higiene: lavarse las manos y el aseo diario con agua y jabón. Estos hábitos se difunden a escala internacional a través de médicos y políticos de la época, que solían reunirse en congresos. Un objetivo esencial: vencer las enfermedades contagiosas, la peste, el cólera, la fiebre tifoidea, el tifus, la fiebre amarilla. Asimismo, los médicos observan los comportamientos, las infraestructuras (mercado, matadero, conductos, etc.) y proponen mejorar la higiene. (Gerke *et al.*, 1999).

Los trabajos más recientes relacionados con los subproductos generados en las estaciones depuradoras, es decir, agua residual y lodos tratan sobre todo de su posible aplicación agrícola, investigando las consecuencias de la aplicación de estos al suelo y su influencia en los cultivos. Para ello se aborda l tema desde varios puntos de vista. En general cualquier estudio sobre estos temas trata de hacer un análisis tanto físico como químico microbiológico del suelo y de la planta haciendo especial hincapié en la posible contaminación por metales pesados por microorganismos patógenos que pudieran afectar tanto al suelo como al cultivo. (Soler, 1998).

En el tema de investigación sobre lodos existen múltiples estudios sobre su aplicación agrícola, sobre todo en cultivo de cereales o su aplicación tras el compostaje, Diaz-Marcote (1994); Ros, (2000); Mamo *et al*, (1999); Andrade *et a.l*, (2000); Mañas *et al*, (2001 a); Mavridou *et al*, (2001); Navarro,(2002); Pascual, (2003); Wie and Liu, (2005); De las Heras *et al.*,(2005); Elherradi *et al*, (2005) y también se tratan los aspectos microbiológicos (Calvo *et al*, (2004); Johannessen *et al*.

(2005)). Por otra parte, respecto a los trabajos de investigación de los posibles efectos tanto físicos como químicos y microbiológicos en suelo y planta tras la aplicación de agua residual resultan algo más escasos (García *et al*, (2000); Mañas *et al* (2001b); Mañas *et al* (2002); Chio *et al.*, (2004); Nicholl *et al.*,(2004)).

Mapanda *et al* (2005), indican que de una manera sencilla y concisa, se puede decir que el lodo es el producto resultante de la depuración del agua residual. Estos lodos, por lo tanto, presentan un elevado contenido de materia orgánica, que ha sido convenientemente estabilizada y mineralizada en los diversos procesos químicos y biológicos que se realizan en una depuradora. Para facilitar su manipulación final, antes de su retirada de la instalación son sometidos a un proceso de deshidratación mecánica con el que se aumenta su sequedad hasta valores del 20-25%.

Srikanth (2004), dijo que el lodo, tal cual es retirado de la EDAR y, en su caso, aplicado en la agricultura, tiene cuatro componentes principales: a) Agua. El contenido de humedad es interesante desde el punto de vista de transporte, conservación y aplicación. Los valores de pH y conductividad eléctrica (parámetros sencillos de determinar) pueden dar una información rápida sobre el origen de las aguas y tratamiento recibido. b) Materia Orgánica. El nivel de materia orgánica y su estabilidad pueden informar del tipo de tratamiento recibido y de la posibilidad de su aplicación (directa o después de tratamiento). c) Nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro). d) Otros (micro elementos y metales pesados) El contenido de distintos tipos de nitrógeno da idea de su valor como fertilizante indicando, según la forma predominante, si su liberación será rápida o lenta. Este es un aspecto a destacar ya que incide directamente en el crecimiento de los vegetales y en la posibilidad de contaminación de aguas subterráneas. Debe tenerse en cuenta que el comportamiento de un lodo es distinto al de un estiércol o de una composta bien estabilizado; libera nitrógeno más fácilmente y los beneficios que genera por el tipo de materia orgánica (menos estabilizada) que aporta, son inferiores. Aplicar un lodo con un contenido elevado de materia orgánica, poco estable, producirá un crecimiento rápido de los vegetales, pero no dejará un efecto duradero sobre las características del suelo y, podría generar excesos de nitrógeno y fósforo. Contenidos elevados de nitrógeno amoniacal o fácilmente degradable favorecerá pérdidas por amoníaco, malos olores y desequilibrio en la nutrición de las plantas

Shomar *et al.* (2005) Comentan que en la caracterización de un lodo deben tenerse en cuenta distintos aspectos: a) Parámetros físicos y fisicoquímicos, b) Contenido y calidad de la materia orgánica, c) Contenido y asimilabilidad de fitonutriente, d) Presencia de contaminantes de distintos tipos.

Atendiendo a los distintos factores que caracterizan los lodos se pueden clasificar de distintas formas (López, 2003): a) Por su contenido en aguas: i) Los líquidos: Cuyo contenido en agua es superior al 80%. ii) Lodos plásticos paleables: su contenido en agua es inferior al 80%, por lo que pueden ser manejados mediante pala y transportados en camiones de caja abierta. iii) Lodos sólidos: Cuyo contenido de agua es inferior al 60%. b) Por su composición química: i) Lodos orgánicos, ii) Lodos inorgánicos, iii) Lodos tóxicos y peligrosos. c) Por su origen: i) Arenas y detritos, ii) Lodos primarios, iii) Lodos secundarios. d) Por su contenido en sólidos: i) En sedimentación libre: frescos, espesados, diferidos-húmedos; ii) Por precipitación química: Frescos, Digeridos húmedos; iii) Por filtración: frescos, espesados sedimentados, digeridos – húmedos; iv) Lodos activados: frescos, espesados. e) Por su destino final: i) Lodos incinerables, ii) Lodos agrícolas, iii) Lodos para vertido controlado, iv) Lodos para depósito de seguridad.

Steele *et al.*, (2005), comentan que en general, el lodo resultante de la depuración de las aguas residuales contiene una gran proporción de agua, la cual se reduce hasta un 60-85% tras el tratamiento del mismo, así como un elevado contenido de materia orgánica (40-70%).

Stine *et al.*, (2005a), registra que asociados a esta materia orgánica se encuentran tres elementos de gran importancia en el ámbito agrícola: nitrógeno, fósforo y potasio, aunque , comparando el poder fertilizante de los lodos con otras enmiendas orgánicas que se suelen emplear en el abonado de los suelos , se observa que el contenido en nitrógeno y fósforo es mayor en el lodo, siendo escaso el potasio.

Stine *et al.*, (2005 b), indican que también se caracterizan por poseer unos niveles muy altos de metales pesados. El riesgo de toxicidad depende de las concentraciones en las que se encuentran así como de la movilidad que presentan. La solubilidad de los mismos depende de factores como el pH: en general, un aumento del pH del suelo de 5.5 a 7.0 puede suponer un descenso en la concentración de Cadmio en cultivos como trébol, raigrass, lechuga, zanahoria o trigo (Gray *et al.*, 1999); y la capacidad de intercambio catiónico del suelo; por ejemplo, en suelos básicos los metales quedan inmovilizados en distintas formas químicas de difícil absorción por las plantas (Canet *et al.*, 1996a); y en cuanto a la capacidad de intercambio catiónico, los suelos arcillosos y los que tienen niveles altos de materia orgánica pueden tolerar niveles más altos de metales pesados. Por último está probado que existe una gran variabilidad de tolerancia de los cultivos a los metales pesados, pudiéndose acumular mayor cantidad de estos en los tejidos sin que por ello la planta presente síntomas de toxicidad (Miyazawa *et al.* 1998) y que los metales suelen acumularse preferentemente en las hojas, tallos y raíces, siendo mayor esta acumulación en los tejidos viejos.

El término “residuo”, se aplica a todo aquel material generado en las actividades de producción y consumo, el cual no alcanza ningún valor económico en las condiciones particulares de tiempo y de lugar en que se ha producido, y que es preciso recoger y tratar por razones de salud, para evitar ocupaciones innecesarias de espacios, o simplemente por motivaciones estéticas (Otero, 1992).

Los métodos de depuración de residuos se remontan a la antigüedad y se han encontrado instalaciones de alcantarillado en lugares prehistóricos de Creta y en las antiguas ciudades Asirias. Las canalizaciones de desagüe construidas por los Romanos todavía funcionan en nuestros días. Aunque su principal función era el drenaje, la costumbre romana de arrojar los desperdicios a las calles significaba que junto con el agua de las escorrentías viajaban grandes cantidades de materia orgánica. Hacia finales de la edad media empezaron a usarse en Europa, primero, excavaciones subterráneas privadas más tarde, letrinas. Cuando éstas estaban llenas, unos obreros vaciaban el lugar en nombre del propietario. El contenido de los pozos negros se empleaba como fertilizante en las granjas cercanas o era vertido en los cursos de agua o en tierras no explotadas (Ruiz *et al.*, 2002).

Dado que la producción de residuos es inevitable, pues cualquier actividad humana, urbana, agrícola, ganadera e industrial genera residuos, es necesario actuar en consecuencia poniendo en práctica las medidas necesarias para la eliminación racional de estos residuos, evitando sus efectos negativos sobre el medioambiente y de forma que se mantienen los equilibrios ecológicos naturales (Ros, 2000).

El origen, composición y cantidad de los desechos están relacionados con los hábitos de vida vigentes. Cuando un producto de desecho se incorpora al agua, el líquido resultante recibe el nombre de agua residual (Ruiz *et al.*, 2002).

La depuración de aguas es el nombre que reciben los distintos procesos implicados en la extracción, tratamiento y control sanitario de los productos de desecho arrastrados por el agua, procedentes de viviendas e industrias. La depuración cobró importancia progresivamente desde principios de la década de 1970 como resultado de la preocupación general expresada en todo el mundo sobre el problema, cada vez mayor, de la contaminación humana del medio ambiente, desde el aire a los ríos, lagos, océanos y aguas subterráneas, por los desperdicios domésticos, industriales, municipales y agrícolas (Ruiz *et al.*, 2002).

El agua de calidad para satisfacer las necesidades humanas es un recurso cada vez más escaso, y su posesión constituye un factor esencial de civilización. La escasez de recursos hídricos naturales en zonas áridas y semiáridas constituye un problema para la población asentada en ellas como es el caso de las regiones mediterráneas en las que creciente acumulación de población unida a una escasa pluviométrica irregularmente distribuida en el tiempo y a unos limitados recursos superficiales, están

llevando al agotamiento o al deterioro irreversible de los recursos subterráneos. En este contexto, la reutilización de las aguas residuales urbanas se perfila como una fuente adicional de agua merecedora de ser tenida en cuenta en la gestión global de los recursos hídricos, junto a medidas tradicionales como los trasvases desde cuencas excedentarias, la construcción de embalses para regular recursos superficiales y otras medidas innovadoras y costosas como la desalación de agua de mar (Pérez y Valverdú, 1998).

Las aguas residuales, como consecuencia de la incorporación de las aguas de abastecimiento de los restos de la actividad humana e industrial, pueden ser contempladas como un “caldo” que contiene millones de microorganismos aerobios y anaerobios, elementos orgánicos e inorgánicos disueltos y sólidos en suspensión. Además de la carga orgánica, el uso doméstico aporta sustancias minerales, que en unos casos añadirán valor fertilizante y en otros pueden suponer una carga tóxica limitante para su reutilización con metales pesados como cadmio, mercurio o zinc (Pérez y Valverdú, 1998).

La aplicación agrícola de biosólidos está basada en satisfacer los requerimientos de nitrógeno del cultivo, previniendo la sobre aplicación de metales pesados no esenciales lo que ha mostrado ser una forma efectiva de rehusar benéficamente los productos residuales. En la región agrícola de Delicias Chihuahua, en 1999, se inició un estudio con biosólidos digeridos anaeróbicamente el cual tenía la finalidad de verificar que la aplicación de materiales ricos en nutrientes y materia orgánica como son los biosólidos mejoran los procesos funcionales de los ecosistemas agrícolas en el altiplano mexicano, incrementando la productividad de los suelos calcáreos. Este estudio tuvo los siguientes objetivos: a) Determinar la contribución de los biosólidos en la productividad de los suelos, b) Generar la tecnología de aplicación y manejo racional en suelos calcáreos agrícolas. c) Mostrar a los productores algodoneros, a los directivos del sector y al público en general las ventajas y manejo adecuado de los materiales residuales como son los biosólidos. d) Educar a la sociedad en el rechazo de materiales residuales con un mínimo impacto en los recursos naturales.

MATERIALES Y MÉTODOS.

En el año 2000 se estudiaron las dosis 0, 20, 40 y 60 t ha⁻¹ de biosólidos en el cultivo de algodón. Además se fertilizaron de acuerdo al paquete tecnológico para cada cultivo, esto con el objetivo de poder comparar el efecto de la aplicación de biosólidos con respecto a la fertilización convencional. Los tratamientos se distribuyeron bajo un arreglo de parcelas divididas, en las parcelas grandes se aplicaron las dosis de biosólidos y los cultivos formaron las parcelas chicas en un diseño experimental de bloques

aleatorizados completos con cinco repeticiones. También se establecieron parcelas con características y dimensiones idénticas a las unidades experimentales.

Durante el ciclo 2001, se utilizaron lodos deshidratados (biosólidos) con 27% de humedad promedio, el cual fue distribuido a finales de enero de ese mismo año e inmediatamente incorporados al suelo mediante el paso de una rastra hasta aproximadamente 20 cm de profundidad.

La siembra de Algodón se realizó el 2 de mayo con la variedad Sure grow 747 a la cual se le dio un riego de presembrado y cinco de auxilio. Las parcelas testigo se fertilizaron con la dosis 150-60-00 aplicando todo el fósforo y la mitad del nitrógeno al momento de la siembra y la otra mitad del nitrógeno en el primer riego de auxilio. Se realizaron cuatro aplicaciones de insecticida con intervalos de 15 días, iniciando el 11 de julio, lo cual no fue suficiente para controlar el picudo del algodnero sobre todo en el último período de fructificación, observándose al momento de la cosecha que el último tercio de la planta no tenía fructificaciones.

Variables Evaluadas. En planta se evaluaron rendimiento de materia seca, grano y algodón de hueso, además del contenido de nutrimentos y metales pesados. En el suelo se tomaron muestras compuestas de cada uno de los tratamientos, al final del ciclo de cultivo, donde se determinó el contenido de materia orgánica, N-Nitratos, Fósforo, Potasio, Fierro, Zinc, Manganeso y Cobre disponible de los estratos 0-30, 30-60, y 60-90 cm de profundidad. Además se tomaron muestras compuestas para análisis de los metales tóxicos: Cadmio, Cromo, Mercurio, Plomo, Níquel de las profundidades 0-30 y 30-60 cm.

Análisis estadístico.

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el análisis de varianza del diseño utilizado, se determinó la comparación múltiple de medias con la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$), utilizando el procedimiento GLM del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1988). Las variables se analizaron mediante los modelos de superficie de respuesta de tipo cuadrático, cuadrático segmentado y lineal segmentado, con el procedimiento NLIN del mismo paquete estadístico, considerando la información de seis repeticiones.

En el 2001 con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos óptimas encontradas y conciliarlas con el riesgo potencial de contaminación con metales tóxicos, se estudiaron las dosis 0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos, más un testigo con fertilización química de acuerdo al paquete tecnológico del CEDEL para algodnero. Los tratamientos antes mencionados se distribuyeron en un diseño experimental de

cuadro latino con seis repeticiones. Los mismos datos se analizaron mediante el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado.

ETAPA DE VALIDACIÓN.

En el ciclo agrícola 2003 el productor Guadalupe Bolívar sembró el material genético B-33 “transgénico” en su parcela y utilizó la dosis de fertilizante de 183-104-00; aplicando la mitad del nitrógeno y el total de fósforo al momento de la siembra y la otra mitad de nitrógeno en el primer riego de auxilio, esta tecnología se comparó con la aplicación de 10 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca.

En el segundo año de estudio (2004), se incrementó el área aplicada con lodos por agricultor; Ramón Rodríguez aplicó estas enmiendas en 7 ha, mientras que con Eliseo Núñez, fueron 3 ha, esto debido a la gran aceptación que tuvieron los productores a la tecnología propuesta y aprovechando la disposición que presentó la JMAS-Chihuahua de financiar el transporte de estos materiales desde la ciudad de Chihuahua hasta la región agrícola de Delicias. Los costos de producción para algodónero, para las parcelas estudiadas se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Costo de cultivo de algodónero bajo riego de gravedad en la parcela de validación. Ciclo 2004.

Ing. Eliseo Núñez.

CONCEPTO	CANTIDAD	COSTO POR UNIDAD	COSTO TOTAL POR CONCEPTO	TOTAL
PREPARACIÓN DE TERRENO				2,214.00
Subsoleo	1	564.00	564.00	
Barbecho	1	584.00	584.00	
Rastreo	3	262.00	786.00	
Empareje	1	130.00	130.00	
Surcado	1	150.00	150.00	
SIEMBRA				1,305.00
Semilla	25 kg	35.00	875.00	
Siembra	1	300.00	300.00	

Escarificación	1	130.00	130.00	
FERTILIZACIÓN (129-115-00)				1,828.00
Fosfato diamónico	250 kg	3.55	888.00	
Sulfato de amonio	400 kg	1.20	480.00	
Pix (reg. Crecimiento)	1	160.00	160.00	
Aplicación	1	150.00	150.00	
Transporte	1	150.00	150.00	
RIEGOS				1,125.00
Cuota de riego	7.5 Mm ³	70.00	525.00	
Riegos	5	100.00	500.00	
Limpia de acequias	1	100.00	100.00	
LABORES DE CULTIVO				1,520.00
Cultivos	4	180.00	720.00	
Deshierbes	3	100.00	300.00	
Desahije	5 jornales	100.00	500.00	
CONTROL DE PLAGAS				1,280.00
Cuota anual para Sanidad Vegetal	1	1,280.00	1,280.00	
COSECHA				3,480.00
Pizca de algodón	1	3,000.00	3,000.00	
Fletes	6.003 ton	80.00	480.00	
COSTO TOTAL				12,752.00

**Cuadro 1 A. Costo de cultivo de algodnero bajo riego de gravedad en la parcela de validación.
Ciclo 2004.**

Ing. Ramón Rodríguez M..

CONCEPTO	CANTIDAD	COSTO POR UNIDAD	COSTO TOTAL POR CONCEPTO	TOTAL
PREPARACIÓN DE TERRENO				2,214.00
Subsoleo	1	564.00	564.00	
Barbecho	1	584.00	584.00	
Rastreo	3	262.00	786.00	
Empareje	1	130.00	130.00	
Surcado	1	150.00	150.00	
SIEMBRA				1,305.00
Semilla	25 kg	35.00	875.00	
Siembra	1	300.00	300.00	
Escarificación	1	130.00	130.00	
FERTILIZACIÓN (164-78-00)				1,833.00
Fosfato monoamónico	150 kg	3.55	533.00	
Sulfato de amonio	700 kg	1.20	840.00	
Pix (reg. Crecimiento)	1	160.00	160.00	
Aplicación	1	150.00	150.00	
Transporte	1	150.00	150.00	
RIEGOS				1,125.00
Cuota de riego	7.5 Mm ³	70.00	525.00	
Riegos	5	100.00	500.00	
Limpia de acequias	1	100.00	100.00	
LABORES DE CULTIVO				1,520.00
Cultivos	4	180.00	720.00	

Deshierbes	3	100.00	300.00	
Desahije	5 jornales	100.00	500.00	
CONTROL DE PLAGAS				1,280.00
Cuota anual para Sanidad Vegetal	1	1,280.00	1,280.00	
COSECHA				3,437.00
Pizca de algodón	1	3,000.00	3,000.00	
Fletes	5.46 ton	80.00	437.00	
COSTO TOTAL				12,714.00

Nota: Los costos de cultivo no incluyen el interés generado por el dinero, ni el costo del seguro agrícola. Fuente: FIRA (2003).

Antes de la aplicación de biosólidos y siembra de los cultivos, se realizó un muestreo de suelos para compararlo con los resultados de un segundo muestreo realizado al final del ciclo y poder evaluar los posibles cambios provocados en los suelos por la aplicación de biosólidos en cuanto a contenido nutrimental y concentración de metales pesados. También de las muestras para rendimiento, se mandaron analizar al laboratorio para saber la concentración de nutrimentos y metales pesados que absorbieron los cultivos evaluados. Por último se realizó un análisis económico de las tecnologías comparadas en este estudio.

El manejo de cultivo se realizó de acuerdo a las practicas que acostumbra realizar cada agricultor, únicamente se cambio la forma de fertilizar, probando la tecnología de uso de biosólidos que aquí se propone.

Para aplicar los biosólidos uniformemente a las parcelas de validación, la JMÁS-Cd. Juárez nos facilitó en calidad de préstamo, una esparcidora de salida lateral con una tolva de capacidad de 10 t, la cual se conectó a la toma de fuerza del tractor. Posteriormente se incorporaron los biosólidos al suelo con un paso de rastra hasta una profundidad aproximada de 20 cm.

En el Cuadro 2, se muestran los costos fijos y variables del cultivo de algodnero, donde se aplicó la tecnología generada en la primera etapa del proyecto de validación del uso de biosólidos en la producción de algodón.

Cuadro 2. Costos fijos y variables en el cultivo de algodón fertilizado con la tecnología del agricultor y con el uso de biosólidos por parcela. Ciclo 2004.

Ing. Eliseo Núñez. CEDEL-INIFAP. 2004.

CONCEPTO	Agricultor (129-115-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	10,604	10,604
Preparación de terreno	2,214	2,214
Siembra	1,305	1,305
Riegos	1,125	1,125
Labores de cultivo	1,520	1,520
Control de plagas	1,280	1,280
Pizca	3,000	3,000
Aplicación Pix	160	160
COSTOS VARIABLES	2,148	1,375
Fertilizante	1,368	0
Aplicación (fertilizante o biosólidos)	150	850
Transporte (fertilizante o biosólidos)	150	0
Flete (cosecha)	548	525
COSTO TOTAL	12,752	11,979

Ing. Ramón Rodríguez M.. CEDEL-INIFAP. 2004.

Concepto	Agricultor (129-115-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	10,604	10,604
Preparación de terreno	2,214	2,214
Siembra	1,305	1,305
Riegos	1,125	1,125
Labores de cultivo	1,520	1,520
Control de plagas	1,280	1,280
Pizca	3,000	3,000
Aplicación Pix	160	160
COSTOS VARIABLES	2,110	1,276
Fertilizante	1,373	0
Aplicación (fertilizante o biosólidos)	150	850
Transporte (fertilizante o biosólidos)	150	0
Flete (cosecha)	437	426
COSTO TOTAL	12,714	11,880

ANÁLISIS ECONÓMICO.

Con el propósito de cuantificar el costo y los efectos de esta tecnología, se practicó un análisis económico a los tratamientos estudiados con la metodología propuesta por Perrin *et al.*, (1976), que se basa en el uso de presupuestos parciales, donde no se toma en cuenta los costos que no varían entre tratamientos, esto es posible porque el análisis marginal sólo interesan las diferencias en los costos y los beneficios entre los tratamientos y no en el valor absoluto. Los datos utilizados en este estudio se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Datos utilizados en el análisis económico de residuos en el cultivo de algodón fertilizado con la tecnología del agricultor y con el uso biosólidos.

Ing. Guadalupe Bolívar Heredia en el 2003.

Descripción	Agricultor (183-104-00)	Biosol (10 t base seca) JMAS
Cotización dólar = \$ 11.00		
Precio /Libra de fibra de algodón= 0.64 dólares		
1000 Kg algodón hueso = 380 Kg fibra de algodón		
380 Kg. de fibra de algodón 837.75 libras		
Estimulo Federal (2003) = 0.0375 dólares/libra		
Precio en dólares/libra de algodón = $536.16+0.0375 = 536.1975$		
Precio Final /kg de algodón hueso = \$ 5.898		
1.- Rendimiento algodón hueso (kg/ha)	6,847	7,358
2.- Beneficio por rendimiento de algodón (\$)	40,384	43,397
3.- Beneficio por practicas cult+procampo (\$)	1,175	1,175
4.- Beneficio bruto (\$)	41,559	44,572
5.- Costo de fertilizante \$ (183-104-00)	1,865	0
6.- Costo de aplicación \$ (fert. o biosólidos) ^a	150	561
7.- Costo de transporte \$ (fert. o biosólidos) ^b	150	0
8.- Costo de fletes (\$)	548	589
9.- Costos variables (5+6+7+8)	2,713	1150

Ing. Eliseo Núñez en el 2004. CEDEL-INIFAP.

Descripción	Agricultor (129-115-00)	Biosol (10 t base seca) JMAS
Cotización dólar = \$ 11.00 Precio /Libra de fibra de algodón= 0.64 dólares 1000 Kg algodón hueso = 380 Kg fibra de algodón 380 Kg. de fibra de algodón 837.75 libras Estimulo Federal (2003) = 0.0375 dólares/libra Precio en dólares/libra de algodón = $536.16 + 0.0375 = 536.1975$ Precio Final /kg de algodón hueso = \$ 5.898		
1.- Rendimiento algodón hueso (kg/ha)	6,003	6,564
2.- Beneficio por rendimiento de algodón (\$)	35,406	38,714
3.- Beneficio por practicas cult+procampo (\$)	1,175	1,175
4.- Beneficio bruto (\$)	36,581	39,889
5.- Costo de fertilizante \$ (129-115-00)	1,368	0
6.- Costo de aplicación \$ (fert. o biosólidos) ^a	150	850
7.- Costo de transporte \$ (fert. o biosólidos) ^b	150	0
8.- Costo de fletes (\$)	480	525
9.- Costos variables (5+6+7+8)	2,148	1,375

Ing. Ramón Rodríguez en el 2004. CEDEL-INIFAP.

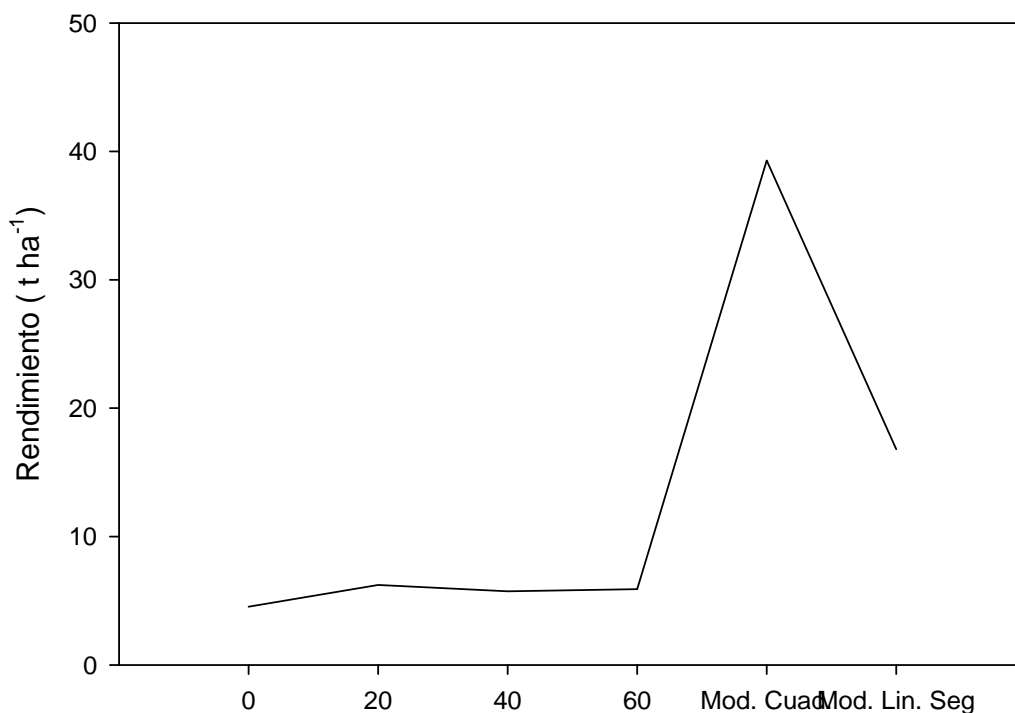
Descripción	Agricultor (164-78-00)	Bios (10 t base seca) JMAS
Cotización dólar= \$ 11.00		
Precio /Libra de fibra de algodón= 0.64 dólares		
1000 Kg algodón hueso= 380 Kg fibra de algodón		
380 Kg. de fibra de algodón 837.75 libras		
Estimulo Federal (2003) = 0.0375 dólares/libra		
Precio en dólares/libra de algodón = $536.16+0.0375 = 536.1975$		
Precio Final /kg de algodón hueso = \$ 5.898		
1.- Rendimiento algodón hueso (kg/ha)	15,460	5,323
2.- Beneficio por rendimiento de algodón (\$)	32,203	31,395
3.- Beneficio por practicas cult+procampo (\$)	1,175	1,175
4.- Beneficio bruto (\$)	33,378	32,570
5.- Costo de fertilizante \$ (164-78-00)	1,373	0
6.- Costo de aplicación \$ (fert. o biosólidos) ^a	150	850
7.- Costo de transporte \$ (fert. o biosólidos) ^b	150	0
8.- Costo de fletes (\$)	437	426
9.- Costos variables (5+6+7+8)	2,110	1,276

^a = Costo de aplicación \$ 17/ ton de biosólidos base fresca (80% de humedad)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En el año 2000 el rendimiento del cultivo mostró una respuesta altamente significativa en forma cuadrática, donde la dosis mas adecuada para los cultivos evaluados fluctuó entre 39.3 y 46.3 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca; Sin embargo, cuando los mismos datos se analizaron mediante el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado, las dosis de biosólidos disminuyeron considerablemente, estando éstas entre 16.8 y 25.9 t ha⁻¹ como se muestra en la Figura 1.

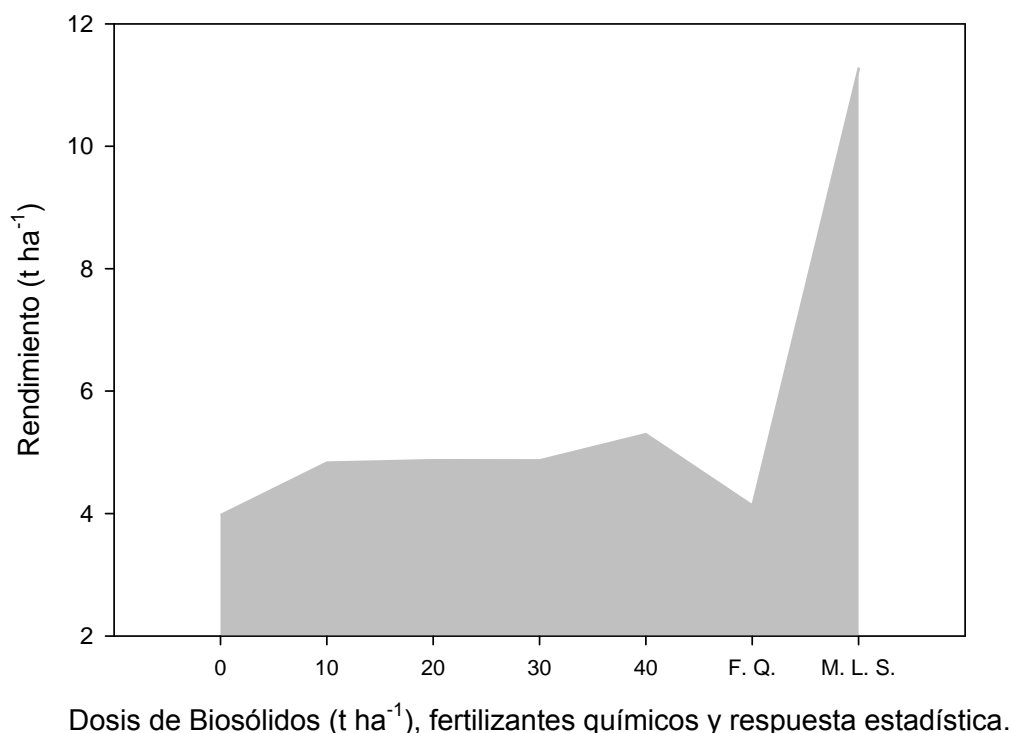
De los cultivos evaluados, el algodonerero fue el que menor respuesta presentó a la aplicación de biosólidos, esto posiblemente debido a que los biosólidos para liberar los nutrientes utilizados por el cultivo necesitan condiciones óptimas de humedad y temperatura para su descomposición (mineralización), condiciones que no se presentan al inicio de cultivo, ya que el agricultor normalmente da un riego de presiembra, posteriormente siembra a “tierra venida” y aplica el primer riego de auxilio a los 50 o 60 días después de nacido el cultivo, tiempo en el cual existe muy poca descomposición de los biosólidos.



Dosis de Biosólidos (t ha⁻¹), y respuesta estadística.

Gráfica 1. Respuesta del algodonerero a la cantidad de biosólidos aplicados al suelo. Ciclo 2000.

Con los resultados anteriores y con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos previamente exploradas y conciliarlas con el potencial riesgo de contaminación con metales pesados y nitratos, en el año 2001 se evaluaron cinco dosis de lodos (0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹) y un testigo con fertilización química como ya se comentó anteriormente. En el cultivo evaluado, la aplicación de biosólidos produjo mayores rendimientos en comparación al testigo con fertilización química, donde el modelo lineal segmentado describe apropiadamente el comportamiento de las variables de rendimiento estudiadas en la aplicación de biosólidos. Las dosis más adecuadas fluctuaron desde 11.29 t ha⁻¹ para algodónero, como se muestra en la figura 2.



Gráfica 2. Respuesta del algodónero a la cantidad de biosólidos aplicados al suelo. Ciclo 2001.

Los resultados de rendimiento obtenidos en este estudio son similares a los presentados por Ahlstrom (1995), quien evaluó en suelos calcáreos, biosólidos digeridos anaeróbicamente que proveyeran de 0 a 280 kg de N ha⁻¹, y encontró que los rendimientos de fibra de algodón mostraron un incremento lineal

significativo al aumentar la cantidad aplicada del abono, donde la dosis apropiada resultó ser 15.6 t ha⁻¹.

Para que la reutilización sea segura desde el punto de vista sanitario y ambiental, es imprescindible que el agua residual se depure hasta que reúna las características de calidad apropiadas a su nuevo uso De Vicente, (1997). Se comprende que por ejemplo, para cualquier aplicación relacionada con el contacto o la alimentación humana o animal el agua debe estar exenta de microorganismos patógenos y de sustancias tóxicas, para la recarga directa de acuíferos debe adquirir las características un agua mineral, para su uso industrial en calderas debe tener muy pocas sales disueltas, para el regadío puede contener nutrientes y cierta materia orgánica aunque no debe contener metales ni oligoelementos en concentraciones tóxicas, etc. Resulta pues imprescindible definir los niveles de calidad adecuados para cada uno de los posibles usos del agua (Prats, 2001).

Etapa de validación.

Parcela del Ing. Guadalupe Bolívar.

En el ciclo 2003, el productor Guadalupe Bolívar utilizó la dosis de fertilizante de 183-104-00 de N-P₂O₅-K₂O, aplicando la mitad del nitrógeno y el total de fósforo al momento de la siembra y la otra mitad de nitrógeno en el primer riego de auxilio, esta tecnología se comparó con la aplicación de 10 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca. La tecnología de fertilización del agricultor produjo mayor rendimiento de materia seca de follaje que la aplicación de lodos, sin embargo, este último tratamiento produjo 7.4 % más rendimiento de fibra-semilla (algodón de hueso) que la tecnología de fertilización del agricultor, de manera tradicional y redujo los costos producción entre 3-12 % dependiendo si el costo de transporte y aplicación de biosólidos es financiado por el agricultor o la institución generadora.

Debido a que este año la fibra tuvo un precio alto, el índice de redituabilidad del cultivo fue muy bueno, siendo este de 3.14 para la tecnología del agricultor, 3.46 cuando el agricultor paga el transporte y 3.82 cuando la institución generadora de biosólidos paga el transporte de estos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Indicadores económicos del cultivo de algodón fertilizado con la tecnología del agricultor y con el uso biosólidos en la parcela del Ing. Guadalupe Bolívar Heredia en el 2003. CEDEL-INIFAP.

DESCRIPCIÓN	Tratamientos		
	Agricultor (183-104-00)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
RENDIMIENTO ALGODÓN HUESO (kg/ha)	6,847	7,358	7,358
BENEFICIO BRUTO \$	41,559	44,572	44,572
COSTOS VARIABLES \$	2,713	2,355	1150
BENEFICIO NETO \$	38,846	42,217	43,422
RETORNO MÍNIMO (50%)	0	1,178	575
RESIDUO	38,846	41,039	42,847
VALOR DE LA PRODUCCIÓN	41,559	44,572	44,572
COSTO DE CULTIVO	13,237	12,879	11,674
ÍNDICE DE REDITUABILIDAD	3.14	3.46	3.82

Ciclo 2004.

En el 2004 se validó la tecnología de uso agrícola de biosólidos en el cultivo de algodón en dos parcelas, las cuales se desarrollaron en suelos salinos-sódicos aledaños a la “ciénega de Meoqui”, encontrándose una respuesta pequeña favorable al uso de biosólidos, con incrementos que fueron desde 9 hasta 31% en la producción de materia seca y únicamente 9% mayor producción de “algodón hueso” en la parcela del Sr. Eliseo Núñez. Con el agricultor Ramón Rodríguez el tratamiento con fertilizante químico fue ligeramente superior al uso de biosólidos.

De los cultivos evaluados, el algodón fue el que menor respuesta presentó a la aplicación de biosólidos, esto posiblemente debido a que los biosólidos para liberar los nutrientes utilizados por el cultivo necesitan condiciones óptimas de humedad y temperatura para su descomposición (mineralización), condiciones que no se presentan al inicio de cultivo, ya que el agricultor normalmente

da un riego de presiembra, posteriormente siembra a “tierra venida” y aplica el primer riego de auxilio a los 50 o 60 días después de nacido el cultivo, tiempo en el cual existe muy poca descomposición de los biosólidos.

De los cultivos evaluados, el algodón fue el que menor respuesta presentó a la aplicación de biosólidos, esto posiblemente debido a que los biosólidos para liberar los nutrientes utilizados por el cultivo necesita condiciones óptimas de humedad y temperatura para su descomposición (mineralización), condiciones que no se presentan al inicio de cultivo, ya que el agricultor normalmente da un riego de presiembra, posteriormente siembra a “tierra venida” y aplica el primer riego de auxilio a los 50 o 60 días después de nacido el cultivo tiempo en el cual existe muy poca descomposición de los biosólidos.

Parcela del Ing. Eliseo Núñez.

Con este agricultor se aplicó una parcela de 3 ha con el uso de biosólidos, el costo de transporte fue financiado por la JMAS-Chihuahua y únicamente el agricultor pago el costo de aplicación. El costo de cultivo de la tecnología del agricultor fue mayor que cuando se usan biosólidos, lo que repercutió en el índice de redituabilidad, siendo de 2.87 en comparación al uso de biosólidos, donde el índice de redituabilidad fue de 3.33, como se puede apreciar en el cuadro 5. Este resultado se deriva de la producción obtenida, en algodón de hueso, estableciendo un valor de 6.564 t ha⁻¹, con la aplicación de 10 t ha⁻¹ de base seca, con un beneficio económico neto de \$ 38, 889.00, contra \$ 34, 433.00, donde se fertilizaron con la dosis 129-115-00 de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente.

Cuadro 5. Indicadores económicos del cultivo de algodón fertilizado con la tecnología del agricultor y con el uso biosólidos en la parcela del Ing. Eliseo Núñez en el 2004. CEDEL-INIFAP.

Descripción	Agricultor (129-115-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
RENDIMIENTO ALGODÓN HUESO (kg/ha)	6,003	6,564
BENEFICIO BRUTO \$	36,581	39,889
COSTOS VARIABLES \$	2,148	1,375
BENEFICIO NETO \$	34,433	38,514
RETORNO MÍNIMO (50%)	0	688
RESIDUO	34,433	37,826
VALOR DE LA PRODUCCIÓN	36,581	39,889
COSTO DE CULTIVO	12,752	11,979
ÍNDICE DE REDITUABILIDAD	2.87	3.33

Parcela del Ing. Ramón Rodríguez M.

Este agricultor aplicó 7 ha con biosólidos, en un suelo con problemas de sodicidad, los rendimientos de ambas tecnologías fueron muy similares, pero los costos de producción fueron 7% más elevados por el uso de fertilizantes químicos, arrojando un índice redituabilidad mayor con el uso de biosólidos como se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Indicadores económicos del cultivo de algodón fertilizado con la tecnología del agricultor y con el uso biosólidos en la parcela del Ing. Ramón Rodríguez en el 2004. CEDEL-INIFAP.

Descripción	Agricultor (164-78-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
RENDIMIENTO ALGODÓN HUESO (kg ha ⁻¹)	5,460	5,323
BENEFICIO BRUTO \$	33,378	32,570
COSTOS VARIABLES \$	2,110	1,276
BENEFICIO NETO \$	31,268	31,294
RETORNO MÍNIMO (50%)	0	638
RESIDUO	31,268	30,656
VALOR DE LA PRODUCCIÓN	33,378	32,570
COSTO DE CULTIVO	12,714	11,880
ÍNDICE DE REDITUABILIDAD	2.63	2.74

Balance de nutrimentos en suelo y planta.

Elementos mayores. Se estimó el aporte y consumo de nitrógeno en las parcelas evaluadas, donde se pudo observar que los cultivos abonados con biosólidos normalmente consumieron más nitrógeno. También se estimó el porcentaje de nitrógeno mineralizado del total de nitrógeno orgánico aplicado como biosólidos, observándose que éste fue de 79 % en algodón. En el 2004, todas las parcelas aplicadas con biosólidos extrajeron más nitrógeno que el testigo fertilizado, existiendo parcelas con diferencias de 88 kg de nitrógeno para este cultivo, establecido en la parcela del Sr. Eliseo Núñez.

El contenido de nitrógeno en forma de nitratos que permanece en el suelo al final del ciclo es importante, por el hecho de que este compuesto a la vez que es esencial para el desarrollo de los cultivos, puede convertirse en un contaminante potencial de acuíferos y ríos. Se pudo registrar que algodón, consumió casi todo el nitrógeno que se mineralizó de los biosólidos aplicados.

Se evaluó la absorción de fósforo por los cultivos estudiados, notándose que la aplicación de biosólidos en las dosis utilizadas abasteció satisfactoriamente las necesidades de los cultivos, mostrando algunas parcelas, donde se pudo observar un porcentaje de mineralización de fósforo proveniente de los biosólidos que fluctuó desde 7 hasta 67 % del total orgánico aplicado.

Micronutrientes.

El contenido de Hierro y Manganeseo en los cultivos y en el suelo, no mostraron una tendencia clara cuando se aplicaron biosólidos como suplemento fertilizante. El contenido de Fe aprovechable en los suelos al final del ciclo, estuvo por abajo del nivel crítico (4.5 ppm o 33.75 kg de Fe ha⁻¹, en el perfil 0-60 cm, aun cuando en el material se aplicaron alrededor de 9 kg de Fe por tonelada de biosólidos en base seca; cabe mencionar que todos los suelos estudiados presentaron contenidos de Zn aprovechable al final del ciclo por arriba del valor que reporta la literatura como crítico (1 ppm o 7. 5 kg ha⁻¹ en el estrato 0-60 cm).

El trabajo se desarrollo en el ciclo 2003, en una amplia gama de suelos del Distrito de riego 05, en la región agrícola de Delicias, Chih., los cuales se caracterizan por ser de textura franca y migajón arenosa en los primeros 30 cm de profundidad; con un pH alcalino entre 7.9 y 8.2; una C.E. entre 1.1 y 4.0 mmhos cm⁻¹ y con un muy bajo contenido de materia orgánica entre 0.28 y 1.14% (Cuadro 7).

Cuadro 7. Propiedades físicas y químicas de los suelos utilizados en la validación del uso de biosólidos en el período 2003-2004. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Año	Tecnología de fertilización	Textura	PH		C.E. (mmhos/cm)		M. O. (%)	
				Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Guadalupe Bolívar (Algodonero)	2003	(183-104-00)	Migajón arenoso	8.2	8.2	1.4	1.3	0.66	0.29
		Biosol (10 t)	Migajón arenoso	8.2	8.4	1.4	1.0	0.66	0.40
Eliseo Núñez (Algodón)	2004	(129-115-00)	Migajón arcilloarenoso	9.2	9.0	2.3	3.4	0.2	0.3
		Biosol (10 t)	Migajón arcilloarenoso	9.2	9.2	2.3	2.2	0.2	0.2
Ramón Rodríguez (Algodón)	2004	(164-78-00)	Migajón arcilloarenoso	8.6	9.0	1.0	1.4	0.5	0.6
		Biosol (10 t)	Mig. arcilloarenoso	8.6	8.8	1.0	1.1	0.5	0.6

Conductividad Eléctrica: <0.4, no salino; 0.4-0.8, muy ligeramente salino; 0.81-1.2, moderadamente salino; 1.21-1.6 condición salina; 1.61-3.2, fuertemente salino; >3.2, muy fuertemente salino. Materia orgánica: <1, muy pobre; 1-2, pobre; 2-3, medio; 3-5, rico; >5, muy rico.

En el 2004 se validó la tecnología de uso de biosólidos en diferentes suelos de la región agrícola de delicias, los cuales incluyeron suelos arcillosos con problemas de abastecimiento de micro nutrientes de la zona conocida como “ciénega de Meoquí” donde los agricultores tienden a realizar aplicaciones periódicas de estiércoles por lo que el análisis de suelo muestra contenidos considerables de materia orgánica (1.7-2.0% en el Cuadro 7) y nitratos (172-190 kg ha⁻¹). También este año se incluyeron suelos salinos-sádicos con pH y C.E. altos (9.0 y 3.4 mmhos cm⁻¹, respectivamente) en el lote del Sr. Eliseo Núñez.

Estos materiales tienen un alto contenido de materia orgánica (112-351), nitrógeno (37-40) y fósforo (13.5-20.3) en kg/t de biosólidos en base seca, como lo muestra el Cuadro 8, además contienen

cantidades considerables de micronutrientes como el hierro, zinc, cobre y manganeso los cuales son poco disponibles en los suelos calcáreos de la región agrícola de Delicias.

Cuadro 8. Contenido nutrimental de biosólidos digeridos anaerómicamente utilizados como abono en las parcelas de validación.

Elemento	2000		2001		2004	
	Total	Disponible	Total	Disponible	Total	Disponible
	(kg/t base seca)					
Materia orgánica	122.4		112.0		351.2	
Nitrógeno	37.0	11.10 ^a	40.10	12.03	37.15	11.15
N-NO ₃		0.006		0.032		0.028
Fósforo	20.27	2.66	13.50	0.42	18.58	2.547
Potasio	0.90	0.77	2.90	0.63	2.90	1.350
Calcio	28.00	8.56	35.10	4.54	5.20	2.822
Magnesio	2.50	1.54	3.80	0.82	9.65	0.231
Zinc	0.650	0.217	0.750	0.462	1.150	0.112
Fierro	5.250	0.364	9.050	0.137	9.700	0.215
Cobre	0.431	0.051	0.353	0.024	0.131	0.065
Manganeso	0.167	0.081	0.293	0.049	0.171	0.044
pH	6.67		5.60		7.30	
Humedad (%)	75.37		27.20		80.00	

^a Se considera que 30% del N total se mineraliza el primer año.

Metales Pesados.

Al analizar los suelos utilizados en esta evaluación, después de haber aplicado lodos como fertilizantes en las dosis recomendadas, no se encontraron diferencias entre los tratamientos estudiados. Los resultados de los análisis de tejidos en las parcelas evaluadas en este estudio, muestran concentraciones debajo de las reportadas como críticos en la literatura. Estos resultados sugieren que el uso agrícola racional de biosólidos es seguro y ecológicamente factible, por lo que pueden aplicarse sobretodo en suelos con productividad marginal, con el apoyo de programas de aplicación bien estructurados.

Se utilizaron biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Chihuahua (Earth Tech México S.A. de C.V.) que en abril del 2004 contenían 0.79 mg Cd kg⁻¹, 69.48 mg Cr kg⁻¹, 1.17 mg Hg kg⁻¹, 16.99 mg Ni kg⁻¹, 109.14 mg Pb kg⁻¹, 619.46 mg Cu kg⁻¹ y 1,555.16 mg Zn kg⁻¹, valores que están dentro de los límites permitidos por las instituciones reguladoras (SEMARNAT (2002) en México y USEPA en USA (1995)), como se muestra en el Cuadro 9, lo que los hace aptos para ser aplicados en tierras agrícolas como suplemento fertilizante.

En el agua de riego existen unas recomendaciones máximas de micro elementos recomendados, según la adaptación de Water Quality Criteria (NAS-NAE, 1972), citada por De Vicente, (1997). Esta concentración máxima se ha basado en una tasa de riego acorde con unas buenas prácticas agronómicas, es decir 12, 000 m³ ha⁻¹ por año. Si la tasa de riego excede este valor la concentración máxima debe disminuirse de forma proporcional. No debe efectuarse ningún ajuste cuando las tasas de riego sean inferiores a la indicada. Los valores recomendados corresponden a la fuente de abastecimiento de agua utilizada para regar de forma continuada en un mismo lugar .

Cuadro 9. Concentración de metales pesados (mg/kg) en muestras de biosólidos de la planta Chihuahua y límites máximos permisibles para la aplicación en suelos. CEDEL-INIFAP.

Metales pesados	M u e s t r a						Límite* excelent e calidad	Límite* máximo permisi ble
	Junio 1998	Noviem bre 1998	Sept 1999	Febrero 2001	Abril 2004	Octubre 2004		
Cadmio	4.06	3.76	3.40	4.20	0.79	ND	39	85
Cromo	< 0.29	< 0.29	206.80	90.85	69.48	82.82	1200	3000
Mercurio	-----	-----	4.20	4.071	1.17	1.81	17	57
Níquel	48.80	38.80	23.20	19.37	16.99	17.69	420	420
Plomo	354.70	335.30	483.20	245.50	109.14	64.50	300	840
Arsénico	28.70	23.35	-----	-----	12.04	ND	41	75
Cobre	3918	3689	-----	455.06	619.46	252.05	1500	4300
Selenio	< 0.29	0.29	-----	-----	-----	-----	100	100
Zinc	2574	2139	-----	950.56	1555.16	1081.24	2800	7500

ND= No Detectable

* USEPA (1995) y SEMARNAT (2002).

Balance de nutrimentos.

Al final del ciclo 2003, se registraron 63 kg ha⁻¹, de nitratos, en la parcela con biosólidos y de 69 kg ha⁻¹, para el ciclo 2004, las cantidades de nitratos, fueron menores, fluctuando alrededor de los 20 a los 40 kg ha⁻¹. Respecto al fósforo las cantidades fueron menores, fluctuando desde 3 hasta 14 kg ha⁻¹. El potasio si se manifestó en grandes cantidades, rebasando los 175 kg ha⁻¹, establecidos como nivel crítico. El contenido de Hierro y Manganeso en los cultivos y en el suelo, no mostraron una tendencia clara, cuando se aplicaron biosólidos como suplemento fertilizante. El contenido de hierro aprovechable en los suelos a final del ciclo, estuvo por debajo del nivel crítico, aún cuando en el material se aplicaron alrededor de 9 kg de Fe por tonelada de biosólidos en base seca.

Cuadro 10. Concentración de nutrimentos y niveles de suficiencia en el suelo, al inicio y al final del ciclo de cultivo en parcelas de algodón abonadas con biosólidos en el 2003. CEDEL-NIFAP.

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha ⁻¹)		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Hierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final ^b	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Guadalupe Bolivar	(183-104-00)	42	69	26.9	12.7	523	390	0.50	0.20	2.78	1.34	10.20	3.88	0.58	0.28
(Algodonero)	Biosol (10 t)	42	63	26.9	14.1	523	393	0.50	0.46	2.78	1.66	10.20	3.92	0.58	0.36
Nivel crítico		89-177 ^d		12-15 ^c		175 ^c		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

Ciclo 2004..

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha ⁻¹)		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Fierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final ^b	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Eliseo Núñez	(129-115-00)	84	29	7	3	477	1152	0.5	1.6	0.9	1.4	3.4	3.1	0.3	0.3
(Algodón)	Biosol (20 t)	84	39	7	9	477	1020	0.5	2.2	0.9	2.3	3.4	3.0	0.3	0.5
Ramón Rodríguez	(164-78-00)	61	24	9	6	660	1680	0.7	2.1	2.9	4.7	4.3	5.7	0.4	0.4
(Algodón)	Biosol (10 t)	61	23	9	10	660	900	0.7	2.9	2.9	5.9	4.3	5.3	0.4	0.6
Nivel Crítico		89-177 ^d		12-15 ^c		175 ^c		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

^a = Muestreo del suelo (0-30 cm) antes de la aplicación de los biosólidos o fertilizante; ^b = Muestreo del suelo(0-30 cm) al final del ciclo del cultivo; Etchevers, 1987; ^c = Nivel crítico propuesto por A and L Agricultural Laboratories; ^f = Haby et al. 1990; ^g = Martens y Lindsay, 1990; ^h = Lindsay y Norvell, 1978 citado por Martens y Lindsay, 1990

Análisis económico.

Se validó la tecnología en 3 parcelas con agricultores cooperantes, en diferentes tipos de suelo, donde los agricultores utilizaron desde muy poco fertilizante hasta la dosis que sugiere el INIFAP-CEDEL, como adecuada para el cultivo, sin embargo, en todas las parcelas se obtuvo mayor rendimiento. Es aplicaron hasta cinco ha por agricultor con biosólidos, ahorrándose éstos, el costo de fertilizantes y transporte de los biosólidos, por lo que la tecnología con el uso de estos materiales incrementó el índice de redituabilidad entre un 9 hasta un 31 % en comparación a la tecnología de fertilización usada por el agricultor.

CONCLUSIONES

En el norte de México donde los suelos son predominantemente calcáreos existen 62 plantas de tratamiento de agua residual, que producen alrededor de 475, 000 toneladas de biosólidos (95,000 toneladas en base seca), las cuales pueden utilizarse como fertilizante en cultivos industriales y forrajeros en una superficie estimada de 10, 000 ha. La tecnología de uso agrícola de biosólidos incrementa la redituabilidad en un promedio de 14% para algodón, en comparación a la tecnología de fertilización química tradicional. Con un beneficio adicional difícil de medir, pero tangible para la

sociedad y las instituciones encargadas del saneamiento de las ciudades, al aprovechar la capacidad amortiguadora de los suelos, para reciclar estos materiales residuales.

Existió una alta consistencia entre objetivos y metas. Se confirmó y demostró que el uso agrícola de biosólidos es una alternativa viable, que eleva la productividad de los suelos y disminuye los costos de producción en comparación a la tecnología de fertilización química tradicional. Es ecológicamente segura, siempre y cuando los biosólidos aplicados cumplan con las normas establecidas por la SEMARNAT, y se haga un uso racional de estos materiales.

Con las dosis de biosólidos utilizadas se produjeron buenos rendimientos y los requerimientos nutrimentales de los cultivos fueron satisfechos plenamente.

La aplicación de biosólidos incrementó el rendimiento en comparación a la tecnología de fertilización usada por el agricultor, existiendo un aumento de, 8 a 9% en algodónero, Las dosis de biosólidos evaluadas, además de satisfacer los requerimientos de N del cultivo, no dejaron cantidades de Nitrógeno residual que pudieran contaminar cuerpos de agua.

La aplicación de biosólidos incrementó el contenido de P aprovechable (Olsen), existiendo parcelas con 138% más que en las fertilizadas químicamente.

Las concentraciones de metales pesados en el suelo y en el tejido de la planta están muy por debajo de las reportadas como críticas en la literatura, lo que sugiere que el uso racional de biosólidos, es seguro y ecológicamente factible.

El análisis económico mostró que el uso de biosólidos es la mejor alternativa de fertilización, ya que en la mayoría de las parcelas aumentó el rendimiento (9 al 31 %) o bien disminuyeron los costos de cultivo, al ahorrarse la aplicación de fertilizante (0-27%).

LITERATURA CITADA.

1. Ahlstrom, S.B. 1995. Cotton responses to land application of water and wastewater residuals in El Paso county 1993 and 1994. 1994 final report. Texas Agricultural Experiment Station. Texas A&M Research Station. 21p.
- 2.- Andrade, M. L., P. Marcet, M.L. Reyzábal, M.J. Montero. 2000. Contenido, evolución d nutrientes y productividad en el suelo tratado con lodos residuales urbanos. Edafología. Volumen 7(3):21-29.

- 3.- Calvo, M., M. Carazo, M.L. Arias, R. Monge, M. Chinchilla. 2004. Prevalence of Cyclospora SP., Cryptosporidium sp, microsporidia and fecal coliform determination in fresh fruits and vegetables consumed in Costa Rica. Archivos Latinoamericanos de nutrición 54(4): 428-432.
4. Cogger, C. G., D.M. Sullivan, A.I. Bary and S.C. Fransen. 1999. Nitrogen recovery from heat-dried and dewatered biosolids applied to forage grasses. J. Environ. Qual. 28:754-759.
- 5.- Canet, R., F. Pomares, M. Estela, F. Tarazona. 1996 a. Efecto de los lodos de depuradora en la producción de hortalizas y las propiedades químicas del suelo. Invest. Agra.:Prot. Veg. Vol. 11(1): 83-89.
- 6.- Choi, C., I. Song, S. Stine, J. Pimentel and C. Gerba. 2004. Role of irrigation and wastewater reuse: comparison of subsurface irrigation and furrow irrigation. Water science and technology 50(2): 61-68.
7. Comisión Nacional del Agua.2001. Inventario Nacional de plantas de tratamiento de agua residual.www.cna.gob.mx.(Consulta 18 de Noviembre del 2002).
8. De la Heras, J., P. Mañas, and J. Labrador.2005. Effects of several applications of digested sewage sludge on soil plants. Journal of Environmental Science and Health. Part A. Toxic / Hazardous Substances and Environmental Engineering. Volume A-40, Number 2.
- 9.- De Vicente, J. 1997. La utilización de aguas no potables para riego. Coordinador de la comisión del agua de la Asociación Española de Parques y Jardines Públicos.
10. Diaz-Marcote, I. 1994. Aprovechamiento del compost de los residuos sólidos urbanos:Estudio de su capacidad fertilizante y del efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Tesis Doctoral. Universidad politécnica de Madrid. Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Departamento de Química y Análisis Agrícolas.
11. Elherradi, E., B. Souidi, C. Chiang, and K. Elkacemi.2005.Evaluation of nitrogen fertilizing value of composted household soil water under greenhouse conditions. Agronomy for sustainable development 25 (2): 169-175.
12. Etchevers, J. D. 1987. Determinación de nitrógeno en suelos. *En Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo*. A. Aguilar Santelises, J.D. Etchevers Barra y J.Z. Castellanos Ramos (Eds.) Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación Especial No. 1 p. 77.
13. Fresquez, P.R.; Francis, R.E.and Dennis, G.L. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. J. Environ. Qual. 19:324-329.
- 14.- García, E.J., O. Montero, J. A. Pubiano, L. A. Calderón, L. Figueroa, R. Alfaro, J. E. Ramírez, R. Gonzalez y M. R. Prada.2000. Determinación de los niveles de contaminación por metales

pesados tóxicos en los principales subsistemas de producción de la planicie aluvial baja del río Bogotá.

15. Gerke, H., M. Arning, H. Stoppler- Zimmer. 1999. Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil*. 213: 75-92.
16. González, A.M. 2000. Prevención y control de contaminación de los suelos. Memorias. Centro Nacional de Producción más limpia y tecnologías ambientales. Escuela de Ingeniería de Antioquia. Universidad autónoma de Madrid. ICETEX.
17. Gray, C.W., R. G. Aclaren, A.H.C. Roberts, and L.M. Condrón. 1999. Effect of soil pH on cadmium phytoavailability in some New Zealand soils. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*. Vol. 27: XXX. Pp:1-11.
18. Johannessen, G. S., G. B. Bentsson, B. T. Heier, S. Bredholt, Y. Wasteson, L. M. Rorvik. 2005. Potential uptake of *Escherichia coli* O157: H7 from organic manure into crisphead lettuce. *Applied and environmental microbiology* 71(5): 2221-2225.
19. INEGI. 2005. Superficies sembradas y cosechadas, volumen y valor de la producción agrícola por tipo de cultivo y principales cultivos y municipios. 10.- Agricultura. Pp:453-476. Anuario estadístico Chihuahua. Edición 2005.
20. López, F. 2003. Instituto Aragonés del agua. Instituto Aragonés del Agua. Gobierno de Aragón. <http://www.aragob.es>.
21. Mamo, M., C. J. Rosen, T. R. Halbach. 1999. Nitrogen Availability and Leaching from Soil Attended with Municipal Solid Waste Compost. *Journal of Environmental Quality*, Volume 28, No 4.: 83-97.
22. Manrique, A. E. 1989. Lodos de estaciones depuradoras de agua residuales urbanas: La utilización agrícola como alternativa de eliminación. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica.
23. Mañas, P., E. Castro y J. De las Heras. 2001a. Aplicación de lodos digeridos procedentes de una E.D.A.R. de lechos bacterianos en cultivos hortícolas. *Revista Residuos* No 59, pp: 30-37.
24. Mañas, P., E. Castro, J. De las Heras. 2001b. Reutilização de águas residuales depuradas provenientes da ETAR de Albacete (S.E. Espanha) em campos hortícolas. *Tecnologías do ambiente* No 44.
25. Mañas, P., E. Castro, J. De las Heras, J. C. Sánchez. 2002. A Aptitud agronómica del agua residual depurada procedente de la E.D.A. R. DE Albacete. *Invest. Agr.: Prot. Veg.* Vol. 17 (1): 163-171.

26. Mavridou, A., P. Kouloubis, E. Vassalou, F. Rigas, and N. Vakalis. 2001. Microbiological quality of sewage sludge in Greece disposed for agricultural use. *International Journal of Environmental Health Research*. 11(3): 275-279.
27. Martens, D.C. and W.L. Lindsay. 1990. Testing soil for copper, iron, manganese and zinc. *In* : Soil testing and plant analysis R.L. Westerman (Ed) 3rd ed. Soil Science Society of America book series No. 3 p. 229-263.
28. Miyazawa, M., E. L. De Oliveira, M. S. Parra and M. Yamashita. 1998. Heavy metal uptake of the sewage sludge by bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.) *Brazilian Archives of Biology and Technology*. V. 41.Nº 1. pp: 115-127.
- 29.-Navarro, M., 2002. Uso agrícola de lodos de EDAR: “Nuevos tratamientos de descontaminación química como aproximación a los criterios actuales de salud del suelo”. Tesis doctoral. Universidad de Burgos. Escuela Politécnica Superior. Departamento de química. Area de Edafología y Química Agrícola.
3. Nicholl, P., S. Mcinerney, and M. Prendergast. 2004. Growth dynamics of indigenous microbial populations on vegetables after decontamination and during refrigerated storage *Journal of food processing and preservation*. 28(6): 442-459.
- 35.- Otero del Peral, J. R. 1992. Residuos de sólidos urbanos. Unidades temáticas ambientales/ Secretaría de estado para las políticas del agua y Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Centro de Publicaciones. Madrid. 198 pp
- 36.-Pascual, I. 2003. Estudio de la aplicación de lodos de depuradora en el área rural mediterránea. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias de la Universidad de Navarra. Pamplona, España.
- 37.-Pérez, J., y A. Valverdú. 1998. Depuración y reutilización de aguas residuales. Encuentro medioambiental almeriense: n busca de soluciones.
- 38.-Prats, D. 2001. Conceptos generales sobre la reutilización de aguas. Conferencia Internacional sobre el plan Hidrológico Nacional y la Gestión del agua. CIRCE. Madrid, España.
39. Perrin, R. K., D. L. Winkelmann, E. R. Moscardi y J. R. Anderson. 1976. Formulación de recomendaciones a partir de datos agronómicos: Un manual metodológico de evaluación económica. CIMMYT. México, D. F. 54 p.
40. SAS Institute. 1988. SAS/STAT User’s guide. Release 6.03 SAS Institute Inc. Cary, N.C.
41. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2003. Sistema de Información Agropecuaria de Consulta (SIACON versión 1.1.) 1980-2003. Centro de Estadística Agropecuaria. www.sagarpa.gob.mx.

42. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. 52 p.
- 45.-Ros, M.2000. Recuperación de suelos agrícolas abandonados mediante el reciclaje en los mismos de residuos orgánicos de origen urbano. Tesis Doctoral de la Universidad de Murcia. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Centro de Edafología y Biología Aplicada del segura (CEBAS-CSIC).
- 47.-Ruiz, M., F. J. Cueto, J. A. Bueno y R. A. Roldán. 2002. Las aguas residuales: tratamiento de depuradoras. En "Tratamiento de afluentes Líquidos y Conservación del Medio Hídrico". Granada, España.
- 48.- Shomar, B. H., G. Muller andA. Yahya. 2005. Geochemical Characterization of Soil and Water From a Wastewater Treatment Plant in Gaza. *Soil & Sediment Contamination*, 14:309-327.
- 49.- Soler, P.A.1998. Evaluación del impacto ambiental y riesgo de contaminación producidos por la aplicación de lodos de depuradora. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. Madrid, España.
- 50.-Srikanth, R.2004. Health effects of wastewater reuse for agricultura in the suburbs of Asmara City, Eritrea. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 10 (3):284-288.
- 51.-Steele, M., A. Mahdi, and J. Odumeru.2005. Microbial assessment of irrigation water used for production of fruit and vegetables in Ontario, Canada. *Journal of food protection* 68 (7):1388-1392.
- 52.-Stine, S.W., I.H. Song, C. Choi and P. Gerba.2005a Application of microbial risk assessment to development of standars for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. *Journal of food protection*. 68(5):913-918.
- 53.-Stine, S. W.,I. H. Song, C.Choi, and C. P. Gerba. 2005b. Effect of relative humidity on preharvest survival of bacterial and viral pathogens on the surface of cantaloupe, lettuce, and bellpeppers. *Journal of food protection* 68(7):1352-1358.
55. United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1995. A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 rule. EPA/832-B-93-005. September 1995. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Wastewater Management.. Washington, D.C. 99
58. Wei, Y., and Y. Lui. 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops an cropland in a 3-years field study. *Chemosphere* 59. pp:1257-1265.

CAPITULO XI

FORRAJE DE MAÍZ CON LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS AL SUELO EN DELICIAS CHIHUAHUA.

Hugo Raúl Uribe Montes¹, Jesús Pilar Amado Álvarez¹ y Gamaliel Orozco Hernández¹.

¹INIFAP. Campo Experimental Delicias. e-mail: Uribe.Hugo@inifap.gob.mx.

INTRODUCCIÓN.

Alrededor del 50 % de la producción de leche en México, se hace bajo el sistema intensivo de cuencas lecheras como La Laguna, Aguascalientes, Delicias y Querétaro, entre otras, donde la producción de este lácteo, se basa en la utilización de alfalfa, por lo que la alternativa de utilizar maíz y sorgo de alto rendimiento y calidad nutricional en ambientes áridos y semiáridos templados, resulta adecuados, Peña *et al.* (2006). La región agrícola de Delicias es la cuenca lechera más importante del estado de Chihuahua, con 70,000 cabezas de bovinos de leche SAGARPA, (2002), que necesitan cantidades considerables de forraje con alto contenido energético y producido a bajos costos por hectárea, lo cual coloca al maíz forrajero como un cultivo importante.

De acuerdo con el INEGI (2005), de las 53,542 ha de maíz forrajero que se produjeron durante los ciclos 2002-2003, en el Estado de Chihuahua, se recolectó un volumen de 605,494 toneladas, cuyo valor total fue de \$ 190, 246.70, de los cuales los Municipios de Meoqui, Jiménez, Delicias, Rosales y Saucillo, representan el 15 % de la superficie sembrada, el 50% del volumen recolectado, equivalentes al 36% del valor total de la producción obtenido principalmente en 15 municipios.

Según la CNA (2001), en el estado de Chihuahua, existían 51 plantas de tratamientos de aguas residuales, con un gasto de $3,761 \text{ l seg}^{-1}$, de las cuales cinco eran plantas generadoras de biosólidos, cuyo gasto de operación fue de $3,652 \text{ l seg}^{-1}$, aportando una producción media de $106,638 \text{ t año}^{-1}$ de lodos en base húmeda, de donde se derivan $21,328 \text{ t año}^{-1}$ de biosólidos en base seca. La agricultura regional, ha tenido su mayor auge con el uso de semillas mejoradas además de la aplicación de fertilizantes químicos, lo cual va incrementando la pobreza general del suelo, además de los riesgos de contaminación por esta forma de producción, donde cada vez mas la concentración de materia orgánica se va haciendo menos, ya que la actividad microbiológica, parte fundamental en el proceso productivo es casi nula: En otros países el uso de lodos, producto de las depuradoras de aguas residuales, o incluso la utilización de aguas residuales tal cual, ha sido implementado desde hace más de un siglo, en la región del Río Conchos, había sido nula por lo que se planteo un trabajo de investigación con el objetivo de adecuar las dosis de lodos en la producción de maíz forrajero, además de mostrarle a los productores, directivos de las instituciones y al sector público en general, las ventajas y el manejo adecuado, de los materiales residuales, así como establecer las bases para educar a la sociedad en el reutilización de lodos residuales, con un mínimo impacto en los recursos naturales.

REVISIÓN DE LITERATURA.

Una forma de reciclar benéficamente los biosólidos es su utilización en la agricultura, lo que permite reducir el uso de fertilizantes químicos comerciales, ofrecer la oportunidad de proveer nitrógeno a bajo costo para los cultivos y también suministrar otros nutrimentos a los suelos calcáreos del desierto como: fósforo, hierro, zinc y cobre, disponible para la planta (Fresquez *et al.*, 1990). La adición de la materia orgánica de los biosólidos aumenta la disponibilidad de nutrimentos, los cuales son fijados en suelos calcáreos. Tester (1990) menciona que la aplicación superficial de biosólidos da como resultado un mejoramiento en las características físicas y químicas de los suelos, cuyo enriquecimiento nutrimental satisface parcialmente los requerimientos de fertilización.

El uso agrícola de los biosólidos es una práctica establecida y aceptada en muchos países del mundo (Maguire *et al.*, 2000). En el estado de California USA, se utiliza en tierras agrícolas 54 % de los biosólidos producidos ($390\,000 \text{ t}$ por año en base seca), mientras que en Arizona se utiliza 86 % de lo que produce ($56\,000 \text{ t año}^{-1}$, Fondahl, 1999). En la comunidad Económica Europea más de una tercera parte de los biosólidos producidos es reciclada en la agricultura (Sauerbeck, citado por Akrivos *et al.*, 2000).

La aplicación de biosólidos en suelos agrícolas se basa en los requerimientos de nitrógeno del cultivo para prevenir la sobre aplicación de metales pesados no esenciales, lo que ha mostrado ser una forma efectiva de reutilizar benéficamente los productos residuales, (Sullivan, 1998; Gilmour y Skinner, 1999; Barbarick e Hipólito, 2000), que son potencialmente dañinos debido a que contienen contaminantes químicos y agentes causantes de enfermedades. En el suelo los patógenos mueren gradualmente y no presentan ningún efecto detrimento final, pero los contaminantes químicos, especialmente los elementos traza, pueden persistir en el suelo indefinidamente y ser absorbidos por las plantas cultivadas en cantidades suficientes para afectar adversamente la salud de los consumidores o de las mismas plantas (Chang *et al.*, 1997).

De acuerdo con Fair *et al* (2005), dentro del valor agrícola de los lodos, registran que los elementos esenciales son de máxima importancia para el crecimiento de las cosechas agrícolas incluyendo los siguientes: a) El carbono, oxígeno e hidrógeno asegurados libremente a partir del aire y el agua, b) El nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre y hierro obtenidos en cantidades substanciales a partir del suelo. c) El boro, manganeso, zinc, cobre y otros elementos disueltos en pequeñas cantidades del suelo.

Los otros elementos aunque pueden ser no benéficos para las plantas, son componentes valiosos para la alimentación del hombre y los animales superiores. Son ejemplos: el yodo, flúor, cloro, y sodio. También juegan un papel importante en el crecimiento de las plantas, las hormonas y las vitaminas. (Barbarick *et al.*, 1996).

Los sólidos de desechos producidos por las aguas residuales contienen muchos de los elementos fertilizantes. En competencia con los fertilizantes comerciales, se clasifican principalmente según su contenido de tres substancias: nitrógeno como N, fósforo como P, o como ácido fosfórico (P_2O_5) y potasio como K o como potasa (K_2O). Como el humus al que se asemejan, algunos sólidos residuales son también buenos formadores o acondicionadores de los suelos. (Parr y Papendick, 1997).

El nitrógeno promueve el crecimiento de las hojas y el tallo. Los fosfatos estimulan el crecimiento de las raíces, aceleran la maduración y aumentan la resistencia de las plantas a las enfermedades. El potasio fomenta el crecimiento vigoroso, desarrolla las partes leñosas del tallo, es necesario para la formación de la clorofila y aumenta la resistencia de las plantas a las enfermedades, pero demora la maduración. El humus mejora la capacidad de retención de humedad y la resistencia a la erosión del suelo, proporciona un substrato útil para las bacterias que ponen en disponibilidad el nitrógeno como alimento para las plantas, y contribuye en otras formas a la fertilidad del suelo. (Balloni y Favilli, 1987).

La concentración de productos químicos fertilizantes se expresa generalmente como un porcentaje del peso seco de los sólidos. El nitrógeno varía en los sólidos de las aguas municipales frescas desde 0.8 a 5 % para sólidos de sedimentación libre (y proporcionalmente menor si incluyen agentes precipitantes químicos) hasta 3 a 10 % para lodos activados. Solamente queda de 1.5 a 5% de nitrógeno en el humus de los filtros rociadores dependiendo de la longitud de su almacenamiento en el filtro, la digestión anaeróbica reduce el contenido de nitrógeno de los lodos de 40 a 50 %.

Los fosfatos, en la mayor parte de los lodos de agua residual, se encuentra en cantidades pequeñas (1 a 3 %), y el potasio aun en cantidades menores (0.1 a 0.3 %). En comparación, el estiércol animal contiene de 1 a 4 % de nitrógeno y aproximadamente el mismo porcentaje de fosfatos y potasio. Los residuos animales de los mataderos. La sangre y los desechos de pescado incluyen de 5 a 13 % de nitrógeno y de 0.5 a 14 % de fosfatos. El alimento a base de pasta residual de semilla de algodón y la pulpa de semilla de higuera son casi tan ricas en nitrógeno y fosfatos como los residuos de los mataderos, la sangre y los desechos de pescado, además contienen de 1 a 2 % de potasio. (Pascual *et al.*, 1998).

Los compuestos de nitrógeno, el humus y el agua determinan generalmente las propiedades agrícolas de los sólidos procedentes de las aguas residuales. La mayor parte de los sólidos se aplican directamente a los suelos, pero se podrían utilizar, en vez de ello, como bases para fertilizantes (agregándose los otros elementos necesarios) o bien, como cargas de los fertilizantes comerciales. No todo el nitrógeno que existe en los sólidos de las aguas residuales se encuentra en forma directamente aprovechable por las plantas. A causa de esto, se puede determinar en forma individual, los nitratos, el amoníaco y el nitrógeno orgánico después de su descomposición y oxidación en el suelo. Los nitratos y el nitrógeno amoniacal son solubles en agua. La solubilidad del nitrógeno orgánico está dada por su rendimiento a partir de soluciones alcalinas o neutras de amoníaco. Sin embargo, la utilidad verdadera de los fertilizantes para diferentes cosechas se puede determinar en forma plena sólo mediante pruebas en el campo. La grasa no es agrícolamente deseable. (De Luca y Keeney, 1993).

El uso de los sólidos de aguas residuales está circunscrito por los riesgos higiénicos que pueden crear. Las bacterias, virus, protozoarios (quistes) y gusanos (huevos) patógenos pueden sobrevivir al tratamiento de aguas y estar incluidos entre los sólidos residuales. No se destruyen por completo durante el curso normal de la digestión y secado al aire. Aún cuando el número de supervivientes decrece apreciablemente, sólo se pueden considerar como totalmente seguros los sólidos secados por calor. Haby *et al.*, (1990). La cobertura de plantas es un importante factor de calidad del suelo (Brockway *et al.*, 1998), principalmente debido a su contribución hacia mantener un estable biológico

de población en el suelo para suplementar carbono y fuentes de energía de la exudación de raíces y residuos de plantas

La fracción de agua soluble de la materia orgánica del suelo es de especial importancia porque esto es lo más degradable accionando como una fuente inmediata de energía para los microorganismos. El estudio de esta fracción es también de interés en los suelos agrícolas porque esta determina la actividad de los mismos, Martens y Lindsay (1990). En los suelos abandonados los carbohidratos del agua soluble, los cuales representan la fracción más mineralizable de la materia orgánica, también es considerablemente baja como en los campos naturales, pero ellos mostraron que no hubo diferencias significativas durante el tiempo transcurrido.

Después de una agricultura intensiva los suelos a menudo son extenuados (Tate, 1987), y si ellos son abandonados sin un tratamiento subsecuente, estos pueden estar sujetos a erosión (García *et al.*, 1996), debido a su baja capacidad para recuperar y para establecer una cobertura de plantas naturales. La actividad deshidrogenasa ha sido propuesta como una actividad para medir la actividad microbológica en el suelo (García *et al.*, 1993), sin embargo algunos autores han criticado esta propuesta (Nannipieri *et al.* 1990); Beyer *et al.* 1992), porque las enzimas son afectadas por numerosos factores (tipo de suelo, pH, etc). La actividad deshidrogenasa ha estado implicada en la interrupción inicial de la materia orgánica de suelo (Bolton *et al.*, 1985)

Pascual *et al.* (2000), midieron varias fracciones de materia orgánica junto con parámetros biológicos y bioquímicos en una gama de los suelos cultivados intensivamente, y que habían sido abandonados en el Sur Este de España de la región Mediterránea. Estos suelos fueron comparados con los suelos naturales adyacentes que nunca fueron usados para la agricultura. Había una declinación general del carbono orgánico total, sustancia húmica extractable, carbono soluble en agua, y los carbohidratos, la biomasa microbiana y la respiración. Se registró también una declinación en cubierta de la planta en los suelos abandonados. Cuando un suelo degradado fue enmendado con la basura sólida municipal en los índices a dosis de 6.5 y 26 kg m⁻² como de los medios potenciales de la remediación, el Carbono Orgánico Total, las sustancias húmicas, el carbono soluble en agua, la biomasa microbiana y las dosis de respiración se incrementaron significativamente pero solo con las altas dosis de enmienda. La cobertura de plantas fue realizada significativamente con ambos índices de las enmiendas y seguía estando presente 10 años después de la enmienda. Estos datos confirman que el abandono agrícola del suelo conduce para marcar degradaciones y que la adición de la basura urbana podría ser una técnica conveniente con la cual restaurar su calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El trabajo se desarrolló en la región agrícola de Delicias, Chih., en diferentes tipos de suelo, donde el estrato 0-30 cm de profundidad mostró una textura migajón arenosa, pH entre 8.05 y 8.5, contenido de materia orgánica entre 0.23 y 0.34% y una C E de 0.58-0.97 mmhos cm^{-1} . El contenido de N-NO₃, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn y Zn fue de 20, 9, 1316, 25997, 1182, 3421, 2, 10, 18 y 1 kg ha⁻¹, respectivamente, lo cual indica que se trata de suelos minerales con bajo contenido de materia orgánica y pobres en nitrógeno y fósforo, con altos contenidos de potasio, calcio, magnesio y sodio.

Durante el ciclo 2000 se estudiaron las dosis 0, 20, 40 y 60 t ha⁻¹ de biosólidos. Los tratamientos se distribuyeron bajo un arreglo de parcelas divididas en donde en las parcelas grandes se aplicaron las dosis de biosólidos y los cultivos formaron las parcelas chicas, en un diseño experimental de bloques aleatorizados completos con cinco repeticiones. Además se establecieron parcelas con características y dimensiones idénticas a las unidades experimentales de este estudio; en éstas, se aplicaron las dosis 0, 20, 40 y 60 t ha⁻¹ de biosólidos, pero además se fertilizaron de acuerdo al paquete tecnológico del cultivo, esto con el objeto de poder comparar el efecto de la aplicación de biosólidos con respecto a la fertilización convencional.

En el 2001 con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos óptimas encontradas y conciliarlas con el riesgo potencial de contaminación con metales tóxicos, se estudiaron las dosis 0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos, mas un testigo con fertilización química de acuerdo al paquete tecnológico del CEDEL para maíz forrajero. Los tratamientos antes mencionados se distribuyeron en un diseño experimental de cuadro latino con seis repeticiones. Los mismos datos se analizaron mediante el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado.

Se sembró el híbrido Pioneer 3028, con una población de 80,000 planta ha⁻¹, se aplicó un riego de presiembra y seis de auxilio. A las parcelas testigo con fertilización química se les aplicó la dosis 90-60-00 de N-P₂O₅-K₂O, a la siembra y en el primer riego de auxilio, la dosis 90-00-00 de N-P₂O₅-K₂O. Las parcelas experimentales constaron de cinco surcos de 0.8 m de ancho y 10.0 m de largo; de los tres surcos centrales se tomaron cuatro muestras de 1 m², de plantas. La cosecha se realizó el 15 de agosto, cuando el grano se encontraba en la etapa fenológica de un tercio del avance de la línea de leche. En planta se evaluaron las siguientes variables: contenido de nutrimentos y rendimiento de materia verde, materia seca, grano y olote. Al final del cultivo se tomaron muestras de suelo compuestas de los estratos 0-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad, de cada uno de los tratamientos y se les determinó el contenido de materia orgánica, N-nitratos, fósforo, potasio, hierro, zinc, manganeso y cobre, disponibles.

CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS

Se utilizaron biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Chihuahua (Earth Tech México S.A. de C.V.) que en abril del 2004 contenían 0.79 mg Cd kg⁻¹, 69.48 mg Cr kg⁻¹, 1.17 mg Hg kg⁻¹, 16.99 mg Ni kg⁻¹, 109.14 mg Pb kg⁻¹, 619.46 mg Cu kg⁻¹ y 1,555.16 mg Zn kg⁻¹, valores que están dentro de los límites permitidos por las instituciones reguladoras (SEMARNAT (2002) en México y USEPA en USA(1995)), lo que los hace aptos para ser aplicados en tierras agrícolas como suplemento fertilizante.

ETAPA DE VALIDACIÓN.

En el ciclo 2003 se establecieron tres parcelas demostrativas de diferentes superficies con el uso de biosólidos y se compararon con la tecnología de fertilización utilizada por el agricultor. En el segundo año de la etapa de validación (2004), se incrementó el número de parcelas y el área aplicada con biosólidos por agricultor como muestra el Cuadro 1, esto debido a la gran aceptación que tuvieron los productores a la tecnología propuesta y aprovechando la disposición que presentó la JMAS-Chihuahua de financiar el transporte de estos materiales desde la ciudad de Chihuahua hasta la región agrícola de Delicias.

Cuadro 1. Agricultor cooperante, dosis de biosólidos validada y superficie aplicada con biosólidos en el proyecto de validación en el 2004. CEDEL-INIFAP.

Agricultor	Cultivo	Superficie (ha)	Dosis de biosólidos (t ha ⁻¹ base seca)
Arturo	Maíz forrajero	3	10
Hermosillo			
Leonel	Maíz forrajero	2	10
Ruvalcaba			
Oscar Castillo	Maíz forrajero	5	10
Raúl Rodríguez	Maíz forrajero	4	10
Carlos Márquez	Maíz forrajero	5	10
Total		19	

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el análisis de varianza del diseño utilizado, se determinó la comparación múltiple de medias con la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$), utilizando el procedimiento GLM del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1988). Los datos de materia seca se analizaron mediante los modelos de superficie de respuesta de tipo cuadrático, cuadrático segmentado y lineal segmentado, con el procedimiento NLIN del mismo paquete estadístico, considerando la información de seis repeticiones.

ANÁLISIS ECONÓMICO.

Se practicó un análisis económico a los tratamientos estudiados con la metodología propuesta por Perrin *et al* (1976), que se basa en el uso de presupuestos parciales, donde no se toman en cuenta los costos que no varían entre tratamientos, esto es posible porque el análisis marginal sólo interesan las diferencias en los costos y los beneficios entre los tratamientos y no en el valor absoluto. Los datos utilizados en este estudio se muestran en los Cuadros 2,3,4 y5.

Cuadro 2. Datos utilizados en el análisis económico de residuos en el cultivo de maíz forrajero fertilizado con la tecnología del agricultor y el uso de biosólidos en diferentes parcelas Ciclo 2003. CEDEL-INIFAP. Sr. Jesús West Rodríguez .

Descripción	Tratamientos		
	Agricultor (154-78-00)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.25			
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	35,450	58,060	58,060
2.- Beneficio bruto \$	8,863	14,515	14,515
3.- Costo de fertilizante \$ (154-78-00)	1,523	0	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	280	561	561
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	1,205	0
6.- Costos variables (3+4+5)	1,953	1,766	561

Descripción	Tratamientos		
	Agricultor (160-115-00)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.25			
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	40,010	39,570	39,570
2.- Beneficio bruto \$	10,003	9,893	9,893
3.- Costo de fertilizante \$ (160-115-00)	1,700	0	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	280	561	561
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	1,205	0
6.- Costos variables (3+4+5)	2,130	1,766	561

Ing. Rene Cadena Payan

Descripción	Tratamientos		
	Agricultor (227-78-50)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.25			
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	51,030	45,210	45,210
2.- Beneficio bruto \$	12,758	11,303	11,303
3.- Costo de fertilizante \$ (227-78-50)	2,098	0	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	280	561	561
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	1,205	0
6.- Costos variables (3+4+5)	2,528	1,766	561

^a = Costo de aplicación \$ 17/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

^b = Costo de transporte \$ 36.5/ ton de biosólidos base fresca (70% de humedad)

Cuadro 3. Datos utilizados en el análisis económico de residuos en el cultivo de maíz forrajero fertilizado con la tecnología del agricultor y el uso de biosólidos en diferentes parcelas ciclo 2004. CEDEL-INIFAP.

Sr. Arturo Hermosillo

Descripción	Agricultor (180-00-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.28		
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	59,145	65,205
2.- Beneficio bruto \$	16,561	18,257
3.- Costo de fertilizante \$ (180-00-00)	1,537	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	430	850
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	0
6.- Costos variables (3+4+5)	2,117	850

Ing. Leonel Ruvalcaba .

Descripción	Agricultor (174-92-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.28		
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	54,575	62,175
2.- Beneficio bruto \$	15,281	17,409
3.- Costo de fertilizante \$ (180-00-00)	1,950	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	430	850
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	0
6.- Costos variables (3+4+5)	2,530	850

DESCRIPCIÓN	Agricultor (66-78-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.28		
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	21,040	34,165
2.- Beneficio bruto \$	5,891	9,566
3.- Costo de fertilizante \$ (66-78-00)	1,233	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	430	850
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	0
6.- Costos variables (3+4+5)	1,813	850

Sr. Raúl Rodríguez

Descripción	Agricultor (33-00-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.28		
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	43,475	66,585
2.- Beneficio bruto \$	12,173	18,644
3.- Costo de fertilizante \$ (33-00-00)	300	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	280	850
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	0
6.- Costos variables (3+4+5)	730	850

	Agricultor (151-52-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Precio / kg de forraje verde maíz = \$ 0.28		
1.- Rendimiento forraje verde (kg/ha)	54,375	58,980
2.- Beneficio bruto \$	15,225	16,514
3.- Costo de fertilizante \$ (33-00-00)	1,358	0
4.- Costo de aplicación (fert. o biosólidos) ^a	280	850
5.- Costo de transporte (fert. o biosólidos) ^b	150	0
6.- Costos variables (3+4+5)	1788	850

^a = Costo de aplicación \$ 17/ ton de biosólidos base fresca (80% de humedad)

^b = Costo de transporte \$ 36.5/ ton de biosólidos base fresca (80% de humedad)

Cuadro 4 Costos fijos y variables en el cultivo de maíz forrajero fertilizado con la tecnología del agricultor y el uso de biosólidos en diferentes parcelas. Ciclo 2003. INIFAP-CEDEL

Sr. Jesús West Rodríguez.

Concepto	Tratamientos		
	Agricultor (154-78-00)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	4,959	4,959	4,959
Preparación de terreno	804	804	804
Siembra	1,030	1,030	1,030
Riegos	1,285	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660	660
Labores fitosanitarias	1,180	1,180	1,180
COSTOS VARIABLES	1,953	1,766	561
Fertilizante	1,523	0	0
Aplicación (fertilizante o biosólidos)	280	561	561
Transporte (fertilizante o biosólidos)	150	1,205	0
COSTO TOTAL	6,912	6,725	5,520

Sr. Antonio González..

Concepto	Tratamientos		
	Agricultor (160-115-00)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	3,629	3,629	3,629
Preparación de terreno	804	804	804
Siembra	880	880	880
Riegos	1,285	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660	660
Labores fitosanitarias	0	0	0
COSTOS VARIABLES	2,130	1,766	561
Fertilizante	1,700	0	0
Aplicación (fertilizante o biosólidos)	280	561	561
Transporte (fertilizante o biosólidos)	150	1,205	0
COSTO TOTAL	5,759	5,395	4,190

Concepto	Tratamientos		
	Agricultor (227-78-50)	Biosólidos (10 t base seca)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	5,109	5,109	5,109
Preparación de terreno	804	804	804
Siembra	1,180	1,180	1,180
Riegos	1,285	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660	660
Labores fitosanitarias	1,180	1,180	1,180
COSTOS VARIABLES	2,528	1,766	561
Fertilizante	2,098	0	0
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	280	561	561
Transporte (fertilizante o biosolidos)	150	1,205	0
COSTO TOTAL	7,637	6,875	5,670

Cuadro 5. Costos fijos y variables en el cultivo de maíz forrajero fertilizado con tecnología del agricultor y el uso de biosólidos en diferentes parcelas. Ciclo-2004. INIFAP-CEDEL

Sr. Arturo Hermosillo.

Concepto	Agricultor (180-00- 00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS	
COSTOS FIJOS	4,179		4,179
Preparación de terreno	804	804	
Siembra	1,180	1,180	
Riegos	1,285	1,285	
Labores de cultivo	660	660	
Labores fitosanitarias	250	250	
COSTOS VARIABLES	2,117		850
Fertilizante	1,537	0	
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	430	850	
Transporte (fertilizante o biosolidos)	150	0	
COSTO TOTAL	6,296		5,029

Ing. Leonel Ruvalcaba V.

Concepto	Agricultor (174-92- 00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS	
COSTOS FIJOS	4,179		4,179
Preparación de terreno	804	804	
Siembra	1,180	1,180	
Riegos	1,285	1,285	
Labores de cultivo	660	660	
Labores fitosanitarias	250	250	
COSTOS VARIABLES	2,530		850
Fertilizante	1,950	0	
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	430	850	
Transporte (fertilizante o biosolidos)	150	0	
COSTO TOTAL	6,709		5,029

Sr. Oscar Castillo.

Concepto	Agricultor (66-78-00)	Biosólidos (10 t base seca)
		JMAS
COSTOS FIJOS	4,249	4,179
Preparación de terreno	804	804
Siembra	1,180	1,180
Riegos	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660
Labores fitosanitarias	320	320
COSTOS VARIABLES	2,117	850
Fertilizante	1,233	0
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	430	850
Transporte (fertilizante o biosolidos)	150	0
COSTO TOTAL	6,062	5,099

Sr. Raúl Rodríguez.

Concepto	Agricultor (33-00-00)	Biosólidos (10 t base seca)
		JMAS
COSTOS FIJOS	3,929	3,929
Preparación de terreno	804	804
Siembra	1,180	1,180
Riegos	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660
Labores fitosanitarias	0	0
COSTOS VARIABLES	730	850
Fertilizante	300	0
Aplicación (fertilizante o biosolidos)	280	850
Transporte (fertilizante o biosolidos)	150	0
COSTO TOTAL	4,659	4,779

Concepto	Agricultor (151-52-00)	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
COSTOS FIJOS	3,929	3,929
Preparación de terreno	804	804
Siembra	1,180	1,180
Riegos	1,285	1,285
Labores de cultivo	660	660
Labores fitosanitarias	0	0
COSTOS VARIABLES	1,788	850
Fertilizante	1,358	0
Aplicación (fertilizante o biosólidos)	280	850
Transporte (fertilizante o biosólidos)	150	0
COSTO TOTAL	5,717	4,779

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Durante el ciclo 2000, los mayores rendimientos se registraron al nivel de 40 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca aplicados, como se puede apreciar en el Cuadro 6, aunque el punto óptimo determinado con el análisis estadístico se ubicó en las 21.5 t ha⁻¹, además el valor más bajo (10.057 t ha⁻¹) se consigno en el testigo, mientras que en el tratamiento con fertilizantes químicos el rendimiento fue de 13.96 t ha⁻¹. Como una coincidencia del presente estudio, Doran y Parkin (1994), reportaron que el suelo es un importante recurso natural que necesita ser preservado y si es posible mejorar la capacidad calidad y capacidad productiva; ellos definieron la calidad del suelo como: la capacidad de funcionar dentro de un ecosistema y sostener la productividad biológica, manteniendo la calidad ambiental, promoviendo la salud humana, de plantas y animales; en condiciones naturales los suelos tienden a mantener un equilibrio entre propiedades pedogenéticas y la vegetación natural.

Cuadro 6. Rendimiento y dosis obtenidas con la aplicación de biosólidos año 2000. CEDEL-INIFAP.

Dosis de biosólidos (t ha ⁻¹)	Rendimiento de maíz (t ha ⁻¹)
0	10,057
20	15,613
40	16,592
60	15,493
fertilización química	13,966
Modelo lineal segmentado	21.5

En el año 2001, los resultados obtenidos indicaron que el mayor resultado 16.765 t ha⁻¹, se produjo con la aplicación de 30 t ha⁻¹ de biosólidos, rendimiento que resultó estadísticamente igual que con la aplicación de 10, 20 y 40 t ha⁻¹, de lodos residuales, sin embargo el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado, de acuerdo con el coeficiente de determinación, la significancia los parámetros y la tendencia de los residuales de cada modelo, se definió el modelo de regresión lineal segmentado como el más apropiado para describir este comportamiento el cual es :

$$\text{Si } D < X_0 ; MS = \beta_0 + \beta_1 * D$$

$$\text{Si } D \geq X_0 ; MS = \beta_0 + \beta_1 * X_0$$

Donde: MS = Materia seca (kg ha⁻¹), $\beta_0 = 12,893$ (ordenada al origen), $\beta_1 = 331.9$ (pendiente)

$X_0 = 10.94$ (punto de intersección) y $D =$ Dosis de Biosólidos (t ha⁻¹). Con este modelo se determinó como punto de intersección de las líneas, la dosis de 10.94 t ha⁻¹ de biosólidos, con los cuales se producen 16.53 t ha⁻¹ de materia seca; de esto se concluye que no existe respuesta a dosis mayores, por lo que agrónomicamente ésta es la apropiada (Cuadro 7).

Con fertilización química se obtuvo una producción menor, aunque estadísticamente similar a la aplicación de 10 t ha⁻¹ de biosólidos. La no aplicación de fertilizante orgánico o químico produjo menor rendimiento y fue diferente estadísticamente a la aplicación de biosólidos, aunque fue similar estadísticamente a la fertilización química en la producción de materia seca, grano y olote. Los incrementos en rendimiento de forraje verde con la aplicación de biosólidos fluctuaron entre 11 y 18 % en comparación al testigo fertilizado, y de 27 a 35 % en relación al testigo absoluto.

Los resultados de rendimiento obtenidos en este estudio son similares a los presentados por Quintero *et al.* (1988), quienes trabajando con dosis de biosólidos desde 5 hasta 40 t ha⁻¹ en los cultivos de cebada y maíz, encontraron que la dosis más adecuada fue 20 t ha⁻¹ y que la adición de lodos residuales aumenta el rendimiento de los cultivos, incluso cuando la dosis de aplicación no alcance a satisfacer la demanda de nitrógeno del cultivo.

Cuadro 7. Rendimiento del cultivo de maíz forrajero (kg ha⁻¹) abonado con biosólidos. CEDEL-INIFAP. CICLO 2001.

Biosólidos (t ha ⁻¹)	Forraje Verde	Materia Seca	Grano	Olote
Testigo (180-60-0)	48,260 b	14,301 abc	6,853 ab	1,237 ab
0	42,167 a	12,893 ab	5,854a	1,040 a
10	53,750 bc	16, 212 bcd	7,968 b	1, 371 bc
20	55,750 c	16,264 bcd	8, 0011 b	1,505 bc
30	55, 792 c	16,765 cd	7, 939 b	1,426 bc
40	56, 906 c	16,335 bcd	8, 412 b	1,530 c
C.V.(%)	8.3	10.9	17.2	13.6
Significancia	**	**	**	**

Reportes similares hechos por López Bermúdez y Albaladejo (1990), indican que el equilibrio del suelo puede ser fácilmente disturbado, especialmente por la intervención humana (por ejemplo, prácticas agrícolas inadecuadas). En la región del Mediterráneo en el Sur este de España, prácticas agrícolas inapropiadas son componentes por diversos factores ambientales climáticos. Los suelos de las regiones semiáridas no son resistentes para los efectos de uso y manejo de tierras inapropiadas, las cuales cargan una degradación permanente y pérdidas de productividad. Un factor clave en la degradación de estos suelos es la pérdida de plantas de la cobertura natural, seguida de la erosión del suelo, proceso de salinización esto se agrava en el futuro por el efecto de las condiciones semiáridas.

Balance de nitrógeno en el suelo y su mineralización en biosólidos.

Se determinó el aporte y consumo de nitrógeno en las parcelas de los tratamientos estudiados, (Cuadro, 8). Como parte del nitrógeno que entró al sistema, se consideró el N residual al inicio del ciclo (N_{RI}), el N contenido en el agua de riego en forma de nitratos (N_A y el N aplicado en forma de fertilizante

químico (N_F), donde la suma de todos éstos se clasificó como el N de origen orgánico (N_{NO}); otra entrada de nitrógeno al sistema lo constituyó el N originado de la mineralización de los biosólidos (N_B). Del N que salió del sistema sólo se registró aquel contenido en la parte aérea de las plantas de maíz forrajero, sin considerar la cantidad de N contenida en la raíz, la que perdió por desnitrificación o por lavado fuera del estrato 0-90 cm del suelo. El N absorbido por el cultivo y el contenido en el suelo al final del ciclo se incrementaron conforme se aumentó la dosis de biosólidos aplicados al suelo.

Por otra parte, se estimó la cantidad de nitrógeno mineralizado de los biosólidos, obtenida al restar el N_{NO} a la suma de nitrógeno absorbido por el cultivo (N_C), más el nitrógeno residual al final del ciclo ($>N_{RF}$), [$(N_C + N_{RF}) - N_{NO} = N_B$]. Se observó una tendencia a disminuir el contenido de N-mineralizado conforme se aumentó la dosis de biosólidos, sobre todo en las dosis de 30 y 40 t ha⁻¹.

Del nitrógeno mineralizado de los biosólidos no fue utilizado por el cultivo 50, 57, 66 y 68 % de las dosis 1, 20, 30, y 40 t ha⁻¹, respectivamente, y permaneció en el perfil 0-90 cm del suelo al final del ciclo; esto indica la posibilidad de que el nitrógeno en forma de nitratos salga del área radicular del cultivo mediante el lavado con agua de riego y pueda contaminar cuerpos de agua; por lo tanto, se recomienda no hacer aplicaciones mayores de 30 t ha⁻¹ de biosólidos o bien sembrar otros cultivos con sistema radicular profundo.

La cantidad de N_B (nitrógeno mineralizado) con relación al N_{NO} en los biosólidos, disminuyó de 51.37 % para 10 t ha⁻¹, a 28.20 % para 40 t ha⁻¹ de biosólidos aplicados al suelo (Cuadro 4). Esto indica que el porcentaje de mineralización de nitrógeno se reduce a medida que se incrementa la dosis de biosólidos.

El modelo que explica esta respuesta es:

$$M = 22.198 e^{8.2935/D}$$

Donde: M = Porcentaje de mineralización, e = Base del logaritmo natural, D = Dosis de biosólidos (t ha⁻¹ en base seca).

Este modelo tiene un coeficiente de determinación $r^2 = 0.99$, el cual indica que existe una fuerte influencia de la dosis de lodos sobre la mineralización de los mismos.

Cuadro 8. Contenido de nitrógeno (kg ha⁻¹) en suelo, planta y mineralización de N de los biosólidos aplicados al suelo. CEDEL-INIFAP. CICLO 2001.

Biosólidos (t ha ⁻¹)	Rendimiento	N _{RI}	N _A	N _F	N _{NO}	N _C	N _{RF}	N _T	N _B	Mineralización %
180-60-0*	14,301	20	61	180	261	174.2	94.7	268.9	0	0
0	12,893	20	61	0	81	150.1	69.5	219.6	0	0
10	16,212	20	61	0	81	184.8	102.2	287.0	206.0	51.37
20	16,624	20	61	0	81	193.7	150.0	343.7	262.7	32.76
30	16,765	20	61	0	81	199.0	228.2	427.2	346.2	28.78
40	16,335	20	61	0	81	227.0	306.4	533.4	452.4	28.20

N, P₂ O₅, Y K₂O, aplicado en el tratamiento testigo; N_{RI}, = nitrógeno residual del perfil 0-30 cm del suelo, muestreado antes de la aplicación de biosólidos; N_A = nitrógeno contenido en el agua de riego en forma de nitratos; N_F = nitrógeno aplicado como fertilizante; N_{NO} = nitrógeno con origen no orgánico. (N_{NO} = N_{RI} +N_A+ N_F); N_C = nitrógeno removido por la parte aérea del cultivo; N_{RF} = nitrógeno residual del perfil 0-90 cm del suelo, muestreado al final del ciclo del cultivo; N_T = nitrógeno total contenido en el sistema (N_T = N_C+N_{RF}); N_B = nitrógeno mineralizado de los biosólidos en el ciclo de cultivo (N_B = N_T -N_{NO}) y % de mineralización = N_B * 100 / nitrógeno total orgánico en los biosólidos.

Los valores de mineralización de nitrógeno en este estudio fueron mayores a los presentados por Douglas y Magdoff (1991), quienes encontraron que el nitrógeno mineralizado durante 67 días representó entre el 41 y 50 % , del nitrógeno orgánico de los biosólidos digeridos aeróbicamente y de 23 a 41 % de los digeridos anaeróbicamente. También estos autores mencionan que las cantidades necesarias para suministrar 100 kg de N ha⁻¹ (N inorgánico + N orgánico mineralizado en 67 días = 100 kg de N), se requieren de 2 a 18 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca. Por otra parte, Barbarick e Hipólito (2000), encontraron que para aplicaciones continuas de biosólidos en trigo de secano, una tonelada provee un equivalente de 8 kg de N fertilizante y estimaron una mineralización en el primer año de 25 a 32 % del N de los lodos Es probable que el alto contenido de nitrógeno residual en el suelo con la dosis 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos, permita la siembra de otro cultivo en rotación con maíz forrajero para aprovechar el nitrógeno

ETAPA DE VALIDACIÓN.

En el 2003 existieron tres parcelas con maíz forrajero; de las cuales dos tuvieron una respuesta positiva a la aplicación de biosólidos (Antonio González y Jesús West) y otra donde la tecnología de fertilización utilizada por el agricultor produjo mayores rendimientos de materia seca (Rene Cadena). En este ciclo de estudio, el incremento de rendimiento provocado por la aplicación de biosólidos en maíz forrajero vario entre 6 y 88 % dependiendo de la parcela, (Cuadro 9). La respuesta de este cultivo a la aplicación de biosólidos varió entre parcelas y fue dependiente de la fertilización, el cultivo predecesor y las características de fertilidad propias de cada suelo evaluado.

Cuadro 9. Rendimiento de materia seca (kg ha^{-1}) en las parcelas de validación con el uso de Biosólidos en el 2003. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Cultivo anterior	Tecnología de fertilización	Rendimiento de materia seca de follaje
Antonio González	Alfalfa	(160-115-00)	11,417
(Maíz forrajero)	Alfalfa	Biosol (10 t)	12,072
Rene Cadena	Avena forrajera	(227-78-50)	17,559
(Maíz forrajero)	Avena forrajera	Biosol (10 t)	16,053
Jesús West	Descanso	(154-78-00)	8,389
(Maíz forrajero)	Descanso	Biosol (10 t)	15,788

* N, P_2O_5 y K_2O aplicado en el tratamiento testigo.

La parcela donde el rendimiento del tratamiento con biosólidos fue menor que la tecnología de fertilización utilizada por el agricultor fue con el Sr. René Cadena Payan, en el cual el suelo estuvo ocupado anteriormente con avena forrajera y la fertilización utilizada en maíz forrajero fue 227-78-50. de N- P_2O_5 - K_2O respectivamente. La tecnología convencional de fertilización superó con 1.506 kg ha^{-1} de materia seca, al uso de biosólidos.

En las parcelas de los agricultores Antonio González y Jesús West el rendimiento de materia seca de maíz abonado con biosólidos fue mayor que la fertilización convencional, haciéndose más evidente en la parcela del Sr. Jesús West donde el rendimiento fue de 88% mayor (Cuadro 9). La parcela del Sr. Antonio González tuvo como cultivo anterior alfalfa, donde había una cantidad considerable de N- NO_3

en el perfil del suelo al inicio del ciclo, debido a esto las diferencias entre tratamientos fueron menos pronunciadas. Una manera más objetiva de ver los resultados obtenidos incluyendo la comparación con otros cultivos como la alfalfa y el algodón se muestran en la Figura 1.

Trabajos sobre el tema han sido reportados por García *et al.*, (1996), ellos comentan que un método de revertir la degradación que esta tomando el abandono del suelo y regresar a la producción agrícola y mejorar la calidad de los suelos con bajos contenidos de materia orgánica, involucra la adición de sólidos provenientes de aguas residuales municipales. Estos materiales son ricos en carbono y fuentes de energía para incrementar la población microbiológica del suelo y sus actividades, y su reactivación biogeoquímica del ciclo de nutrientes.

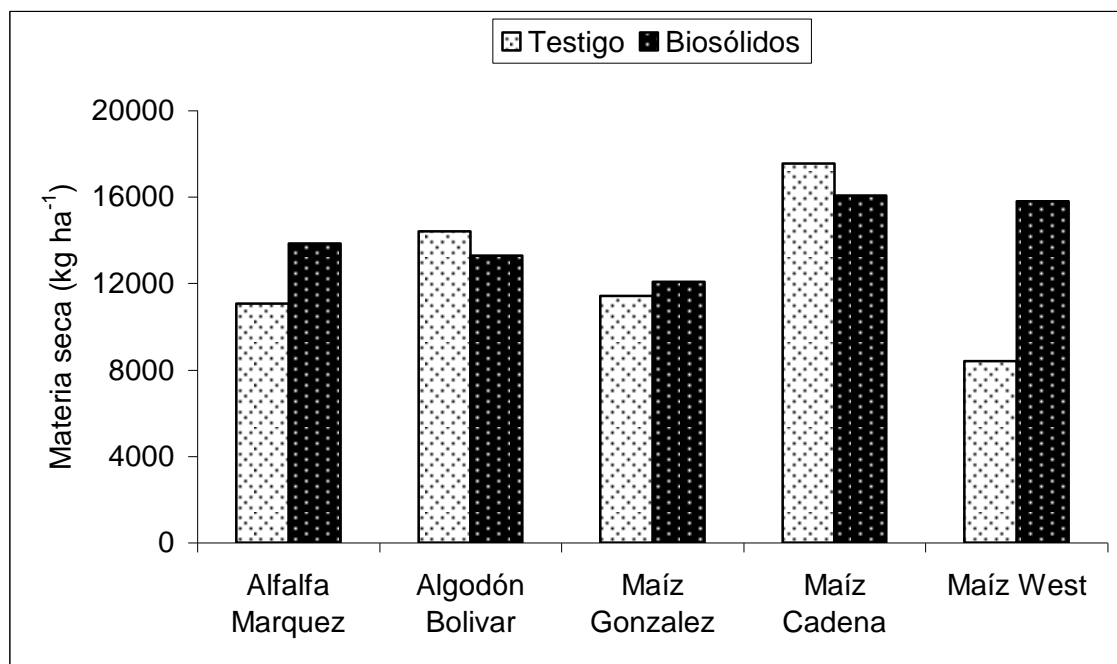


Figura 1. Rendimiento de materia seca de las parcelas de validación. CEDEL-INIFAP. 2003

Durante el 2004 se presentaron incrementos desde 4% hasta 83% en la producción de materia seca al comparar el uso de biosólidos contra la producción convencional, siendo mayor este incremento con los agricultores que utilizaron menos fertilizante, como es el caso del Sr. Raúl Rodríguez con una dosis de 33-00-00 y un incremento de 48% en la producción, mientras que el Sr. Oscar Castillo utilizó una dosis de 66-78-00 de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente y tuvo un incremento con el uso de biosólidos de 83 % como se muestra en el Cuadro 10. Cabe mencionar que el suelo de este último agricultor, presentó

problemas de abastecimiento de micronutrientes y tuvo rendimientos muy bajos. Sobre el efecto de las aguas residuales y sus derivados, Pascual *et al.*, (1997), comentan que las aguas residuales orgánicas también incrementan la capacidad de almacenamiento de agua, agregación y mejoramiento del estado de nutrientes, en el suelo.

Cuadro 10. Rendimiento de forraje seco de las parcelas de validación con el uso de biosólidos en la región agrícola de Delicias en el 2004. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Tecnología de fertilización	MST (kg ha ⁻¹)	% de incremento
Arturo Hermosillo (Maíz forrajero)	180-00-00 Biosólidos (10t)	15,586 16,573	----- 6%
Leonel Ruvalcaba (Maíz forrajero)	174-92-00 Biosólidos (10t)	12,605 14,314	----- 14%
Oscar Castillo (Maíz forrajero)	66-78-00 Biosólidos (10t)	4,928 9,028	----- 83%
Raúl Rodríguez (Maíz forrajero)	33-00-00 Biosólidos (10t)	10,206 15,104	----- 48%
Carlos Márquez (Maíz forrajero)	00-00-00 151-52-00 Biosólidos (10t)	10,923 12,635 13,153	-14% ----- 4%

*N, P₂O₅ y K₂O aplicado en el tratamiento testigo.

Dentro de los mayores rendimientos (16.53 t ha⁻¹), obtenidos durante el segundo ciclo de validación donde se produjo maíz, utilizando biosólidos al suelo, sobresalen los datos de la parcela del Sr. Arturo Hermosillo, se reportó un incremento del 6%, sobre la parcela con aplicación de fertilizantes químicos (180 kg ha⁻¹) de nitrógeno. Otro resultado sobresaliente en cuanto a la producción de biomasa (14.31 t ha⁻¹), representado como forraje seco de maíz se cuantificó en el predio del Sr. Leonel Ruvalcaba, el cual equivale a un incremento del 14 % respecto a las parcelas donde se utilizó fertilizante químico, para la producción de este cereal. La distribución total del rendimiento consignado se puede apreciar en la Figura 2.

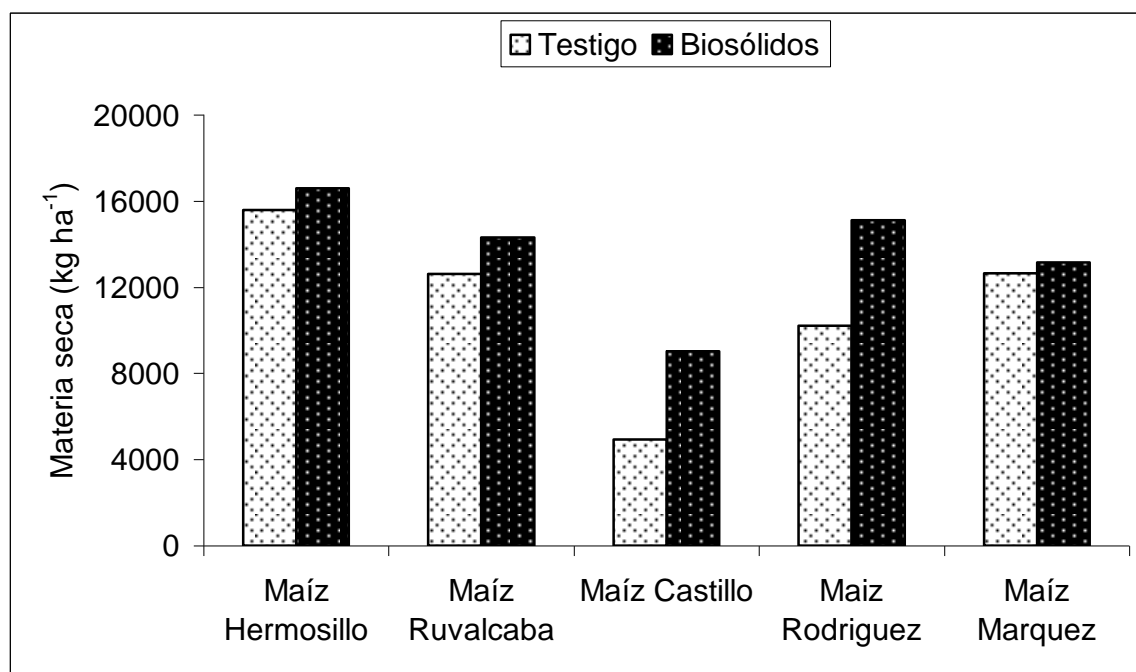


Figura 2. Rendimiento de materia seca de maíz en las parcelas de validación. CEDEL-INIFAP. 2004.

Parr y Papendick(1997), mencionan que muchas propiedades pueden ser usadas para definir la calidad del suelo y una vez que estos han sido cuantificados, la estrategia más conveniente para el manejo de los mismos puede ser emprendido. Parámetros físicos y químicos tales como la materia orgánica, estatus nutrimental, mediciones de salida o contenido de agregados, han sido usados para medir la calidad del suelo. Por otro lado las propiedades biológicas y bioquímicas son las responsables de pequeños cambios que ocurren en suelos proporcionando de inmediato una exacta información sobre los cambios en la calidad del suelo.

ANÁLISIS ECONÓMICO.

El maíz forrajero tuvo un costo de producción de \$ 6,011.00 ha⁻¹, cuando se aplicó el paquete tecnológico recomendado por el CEDEL, del cual el 25 % corresponde a la fertilización química del cultivo, porcentaje que se considera alto, por lo que el uso de biosólidos es una alternativa económica viable. Es un cultivo con un costo de producción relativamente bajo, sin embargo, la fertilización química es el rubro más costoso, por lo que el uso de biosólidos es una alternativa viable para fertilizar

y mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo. Los costos de cultivo con la aplicación de biosólidos se disminuyeron en un 3-20 %, dependiendo de si el agricultor paga o no el costo de transporte y aplicación de biosólidos. En años secos, cuando el forraje se torna importante por su escasez, este cultivo normalmente tiene buen precio.

El incremento en el rendimiento, buen precio del producto y disminución de costos de cultivo, impactan directamente en el índice de redituabilidad, observándose en el Cuadro 11 que cuando el agricultor utiliza la tecnología tradicional (dosis de 154-78-00) el índice fue de 1.28, en comparación a 2.16 cuando se aplican biosólidos y el costeo de transporte y aplicación es pagado por el agricultor, pero fue de 2.63 cuando el transporte es cubierto por la institución generadora.

Cuadro 11. Índice de redituabilidad de las parcelas de maíz, fertilizadas con la tecnología del agricultor y el uso de biosólidos CEDEL-INIFAP.

Agricultor	Año	Dosis de fertilizante	Índice de redituabilidad			% de incremento
			Tecnología agricultor	Biosólidos TA*	Biosólidos JMAS**	
Sr. Jesús West R.	2003	154-78-00	1.28	2.16	2.63	105
Sr. Antonio González	2003	160-115-00	1.74	1.83	2.36	36
Ing. Rene Cadena P.	2003	227-78-50	1.67	1.64	1.99	19
Sr. Arturo Hermosillo	2004	180-00-00	2.63		3.63	38
Ing. Leonel Ruvalcaba	2004	174-92-00	2.28		3.46	52
Sr. Oscar Castillo	2004	66-78-00	0.97		1.88	94
Sr. Raúl Rodríguez	2004	33-00-00	2.61		3.90	49
Sr. Carlos Márquez R.	2004	151-52-00	2.66		3.46	30

*Transporte y aplicación de biosólidos financiado por agricultor.

** Transporte de biosólidos financiado por JMAS-Chihuahua.

En el 2004 se validó la tecnología en cinco parcelas de maíz forrajero, con diferentes tipos de suelo, donde los agricultores utilizaron desde muy poco fertilizante hasta la dosis que sugiere el CEDEL como adecuada para el cultivo, sin embargo, en todas las parcelas se obtuvo mayor rendimiento de forraje verde para silo con el uso de biosólidos. Se aplicaron hasta cinco hectáreas por agricultor con biosólidos, ahorrándose éstos, el costo de fertilizante y transporte de los biosólidos, por lo que la

tecnología con el uso de estos materiales incrementó el índice de redituabilidad entre un 3.46 y 3.90, superando en todos los casos la comparación con la tecnología de fertilización usada por el agricultor, (Cuadro 12.)

Cuadro 12. Indicadores económicos de las parcelas de maíz forrajero fertilizado con la tecnología del agricultor y el uso de biosólidos ciclo 2004. CEDEL-INIFAP.

descripción	Tecnología del agricultor	Biosólidos (10 t base seca) JMAS
Arturo Hermosillo (180-00-00)		
Valor de la producción	16,561	18,257
Costo de cultivo	6,296	5,029
Índice de redituabilidad	2.63	3.63
Leonel Ruvalcaba (174-92-00)		
Valor de la producción	15,281	17,409
Costo de cultivo	6,709	5,029
Índice de redituabilidad	2.28	3.46
Oscar Castillo (66-78-00)		
Valor de la producción	5,891	9,566
Costo de cultivo	6,062	5,099
Índice de redituabilidad	0.97	1.88
		18,644
Raúl Rodríguez (33-00-00)		
Valor de la producción	12,173	4,779
Costo de cultivo	4,659	3.90
Índice de redituabilidad	2.61	
Carlos Márquez (151-52-00)		
Valor de la producción	15,225	16,514
Costo de cultivo	5,517	4,779
Índice de redituabilidad	2.66	3.46

Trabajos desarrollados por Peña *et al* (2002), evaluaron cinco grupos genéticos que integraron 19 poblaciones y seis híbridos comerciales en Pabellón Aguascalientes y Torreón Coahuila, en

experimentos de parcelas divididas con tres repeticiones, usando una densidad de población entre 75 mil y 80 mil plantas ha⁻¹, se evaluó la producción de materia seca, calidad nutritiva y producción estimada de leche ha⁻¹. Los híbridos tuvieron la mayor producción de materia seca total y producción estimada de leche con 20.3 y 12.5 t ha⁻¹, respectivamente; mientras que las poblaciones precoces con germoplasma de valles altos, la mayor calidad nutritiva con 49.7, 26.4 y 72.4 % de FDN, FDA y DIV, respectivamente. Las mejores poblaciones en producción y calidad forrajera dentro de los grupos fueron: Pob800, Lucio Blanco, Pob42 ETOIL, CPABB3, P3066WF2, A7597F2, además de los híbridos Pantera y AS900. Las variables más correlacionadas con la producción de leche fueron: MST, PROPEL y FDN, con coeficientes de 0.78, 0.84 y 0.55, respectivamente.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ESTUDIADOS.

El trabajo se inicio en el 2003 en una amplia gama de suelos del Distrito de riego 05, en la región agrícola de Delicias, Chih., los cuales se caracterizan por ser de textura franca y migajón arenosa en los primeros 30 cm de profundidad; con un pH alcalino entre 7.9 y 8.2; una C.E. entre 1.1 y 4.0 mmhos cm⁻¹ y con un muy bajo contenido de materia orgánica entre 0.28 y 1.14% (Cuadro 13).

Cuadro 13. Propiedades físicas y químicas de los suelos utilizados en la validación del uso de biosólidos en el período 2003-2004. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Año	Tecnología de fertilización	Textura	PH		C.E. (mmhos cm ⁻¹)		M. O. (%)	
				Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Antonio González	2003	(160-115-00)	Franco	7.9	7.8	1.7	0.9	0.28	0.80
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Franco	7.9	8.1	1.7	0.8	0.28	0.84
Rene Cadena	2003	(227-78-50)	Franco	7.9	8.3	4.0	1.0	0.66	0.80
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Franco	7.9	8.1	4.0	1.0	0.66	0.84
Jesús West	2003	(154-78-00)	Franco	8.0	8.2	3.7	0.9	1.14	1.27
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Franco	8.0	8.1	3.7	0.8	1.14	1.18

Arturo	2004	(180-00-00)	Migajon	8.3	8.2	1.2	0.6	2.0	1.8
Hermsillo			arcilloso						
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Franco	8.3	8.4	1.2	0.6	2.0	1.8
Leonel	2004	(174-92-00)	Franco	8.4	8.3	1.0	0.9	2.0	2.0
Ruvalcaba		Biosol (10 t)	Franco	8.4	8.4	1.0	1.1	2.0	2.0
(Maíz forrajero)									
Oscar Castillo	2004	(66-78-00)	Migajon	8.7	8.6	0.9	0.9	1.7	1.4
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Migajon	8.7	8.6	0.9	1.0	1.7	1.4
			arcilloso						
Raúl	2004	(33-00-00)	Migajon	--	8.8	--	0.8	--	0.6
Rodríguez			limoso						
(Maíz forrajero)		Biosol (10 t)	Migajon	--	8.6	--	1.1	--	0.7
			limoso						
Carlos	2004	(151-52-00)	Franco	8.5	8.2	0.6	1.0	0.3	0.6
Márquez		Biosol (10 t)	Migajon	8.5	8.0	0.6	1.2	0.3	0.6
(Maíz forrajero)			arenoso						

Conductividad Eléctrica: <0.4, no salino; 0.4-0.8, muy ligeramente salino; 0.81-1.2, moderadamente salino; 1.21-1.6 condición salina; 1.61-3.2, fuertemente salino; >3.2, muy fuertemente salino. Materia orgánica: <1, muy pobre; 1-2, pobre; 2-3, medio; 3-5, rico; >5, muy rico.

En el 2004 se validó la tecnología de uso de biosólidos en diferentes suelos de la región agrícola de Delicias, los cuales incluyeron suelos arcillosos con problemas de abastecimiento de micronutrientes de la zona conocida como “ciénega de Meoquí” donde los agricultores tienden a realizar aplicaciones periódicas de estiércol por lo que el análisis de suelo muestra contenidos considerables de materia orgánica (1.7-2.0 %) y nitratos (172-190 kg ha⁻¹).

El contenido de nitratos al inicio del ciclo de cultivo en el 2003 varió desde suelos que contenían solo 42 kg ha⁻¹ (9.5 kg de N ha⁻¹) hasta contenidos aceptables para el arranque de cualquier cultivo de 228 kg ha⁻¹ (51.5 kg de N ha⁻¹), en suelos que anteriormente habían tenido alfalfa.

Parcela del Sr. Jesús West Rodríguez.

Esta parcela posee suelos de la parte más baja de la cuenca, en el Distrito de riego 05, cuyos suelos se caracterizan por ser salinos y muy arcillosos. Fue el sitio donde mayor respuesta en rendimiento se tuvo a la aplicación agrícola de biosólidos, donde el uso de estos materiales aumentaron 88 % el rendimiento de materia seca del maíz.

Parcela del Sr. Antonio González.

La parcela tuvo como cultivo anterior alfalfa, por lo que al inicio del ciclo presentó un alto contenido de nitratos (228 kg ha⁻¹) de acuerdo al análisis de suelo, además fue fertilizada con una alta dosis de nitrógeno, esto tuvo como consecuencia que el cultivo de maíz sufriera de acame desde etapas tempranas de desarrollo, principalmente donde se aplicaron biosólidos.

Los rendimientos de forraje verde fueron muy similares, sin embargo, los costos de cultivo fueron de 6 a 27 % menores con el uso de biosólidos por ahorro de fertilizante, lo que impactó los índices de redituabilidad, teniendo 2.36 cuando la institución generadora de biosólidos (JMAS) costea el transporte y 1.83 cuando lo hace el agricultor y el menor índice de 1.74 lo obtuvo la tecnología de fertilización tradicional (160-115-00) de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente

Parcela del Sr. Rene Cadena Payan.

La parcela tuvo un buen manejo de cultivo, donde se fertilizó con la dosis 227-78-50 de N-P₂O₅ K₂O y una población de 80,000 plantas ha⁻¹. El rendimiento de forraje verde con la tecnología del agricultor superó a la tecnología aquí propuesta, sin embargo, los costos de cultivo fueron 10 y 26% más altos por concepto de fertilización, al compararlos con la aplicación de biosólidos con el costeo de transporte por el agricultor y la fuente generadora de los biosólidos, respectivamente. El índice de redituabilidad con el uso de biosólidos fue mejor (1.99) en comparación a la aplicación de fertilizantes químicos (1.67).

Núñez *et al.*, (2003), trabajando con el propósito de determinar características agronómicas y químicas de maíz para forraje y determinar ecuaciones relacionadas con su valor energético, establecieron experimentos en 1997 y 1999. La siembra fue en suelo húmedo y la fertilización fue 180-80-00 de N-P₂O₅-K₂O; se evaluaron 18 y 15 híbridos de maíz cada año, con una densidad de 80 a 85 mil plantas ha⁻¹. En los dos experimentos se aplicaron cinco riegos. El rendimiento promedio de materia seca de los híbridos de maíz en 1997 y 1999, fue de 18.9 ± 1.4 y 19.0 ± 2.5 ton ha⁻¹, respectivamente.

El rendimiento de MST se asoció positivamente con la altura de la planta. La energía neta de lactancia, ENI (1.4 ± 0.1 en 1997 y 1.4 ± 0.1 en 1997 y 1.4 ± 0.1 en 1999 Mcal kg^{-1} de materia seca) estuvo asociada negativamente con los días a la cosecha y positivamente con el porcentaje de mazorca en los dos experimentos.

Smith y Papendick (1993). Comentan que los microorganismos juegan un rol fundamental en el establecimiento de los ciclos biogeoquímicos y son implicados en la formación de la estructura del suelo; esto es porque la actividad microbiológica del suelo tiene influencia directa en la estabilidad y fertilidad de un ecosistema.

Cuadro 14. Concentración de nutrimentos y niveles de suficiencia en el suelo, al inicio y al final del ciclo de cultivo en parcelas abonadas con biosólidos en el 2003. CEDEL-INIFAP.

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha^{-1})		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Fierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Antonio González	(160-115-00)	228	88	10.6	6.5	404	375	0.70	3.68	2.22	2.88	5.48	0.44	0.74	0.96
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	228	82	10.6	27.5	404	420	0.70	3.58	2.22	3.44	5.48	0.62	0.74	4.96
Rene Cadena	(227-78-50)	57	60	23.1	14.1	358	360	1.76	4.08	7.60	4.60	11.82	0.62	1.44	8.96
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	57	76	23.1	16.5	358	273	1.76	4.84	7.60	5.66	11.82	0.60	1.44	12.96
Jesús West	(154-78-00)	198	60	19.8	20.0	1045	630	0.36	2.68	1.70	2.22	4.22	0.20	0.38	16.96
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	198	48	19.8	20.7	1045	690	0.36	2.76	1.70	2.08	4.22	0.24	0.38	20.96
Nivel Crítico		89-177 ^d		12-15		175 ^c		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

Ciclo 2004.

Parcela	Tecnología de fertilización	Nitratos (kg ha ⁻¹)		Fósforo (ppm)		Potasio (ppm)		Zinc (ppm)		Fierro (ppm)		Manganeso (ppm)		Cobre (ppm)	
		Inicio ^a	Final ^b	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
Arturo Hermosillo	(180-00-00)*	172	48	8.7	9	390	450	0.4	1.1	1.0	1.3	6.1	2.8	0.3	0.3
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	172	53	9.7	10	390	474	0.4	5.0	1.0	1.0	6.1	2.2	0.3	0.3
Leonel Ruvalcaba	(174-92-00) Biosol (10 t)	190	109	6.3	6	360	432	0.3	2.7	0.6	1.3	1.7	3.5	0.2	0.3
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	190	113	11.9	12	360	420	0.3	2.8	0.6	1.6	1.7	2.0	0.2	0.3
Oscar Castillo	(66-78-00) Biosol (10 t)	32	46	30	30	480	666	1.1	1.6	1.0	1.2	2.4	2.6	0.4	0.3
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	32	78	29.6	30	480	654	1.4	2.6	1.0	1.4	2.4	0.8	0.4	0.5
Raúl Rodríguez	(33-00-00) Biosol (10 t)	--	26	--	5	--	1200	--	3.5	--	2.8	--	3.6	--	0.7
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	--	93	--	15	--	960	--	3.9	--	3.4	--	3.7	--	1.1
Carlos Márquez	(00-00-00) Biosol (10 t)	38	23	11	4	339	438	0.4	2.6	1.3	2.6	2.6	2.7	0.3	0.2
(Maíz forrajero)	Biosol (10 t)	38	86	11	14	339	420	0.4	6.2	1.3	4.2	2.6	4.6	0.3	0.7
	Biosol (10 t)	38	153	11	14	339	375	0.4	4.2	1.3	3.5	2.6	5.1	0.3	0.5
Nivel Crítico		89-177 ^d		12-15 ^e		175 ^c		0.48-0.86 ^g		4.5 ^h		1 ^h		0.53 ^g	

^a = Muestreo del suelo (0-30 cm) antes de la aplicación de los biosólidos o fertilizante; ^b = Muestreo del suelo(0-30 cm) al final del ciclo del cultivo;; ^d = Etchevers, 1987; ^e = Nivel crítico propuesto por A and L Agricultural Laboratories; ^f = Haby et al. 1990; ^g = Martens y Lindsay, 1990; ^h = Lindsay y Norvell, 1978 citado por Martens y Lindsay, 1990

CONCLUSIONES

Con las dosis de biosólidos utilizadas se produjeron buenos rendimientos y los requerimientos nutrimentales de los cultivos fueron satisfechos plenamente. La aplicación de biosólidos incrementó el rendimiento en comparación a la tecnología de fertilización usada por el agricultor, existiendo un aumento de 4 a 88 % en maíz forrajero dependiendo del tipo de suelo y dosis de fertilización aplicada

por el agricultor. Las dosis de biosólidos evaluadas, además de satisfacer los requerimientos de N del cultivo, no dejaron cantidades de nitrógeno residual que pudieran contaminar cuerpos de agua. La aplicación de biosólidos incrementó el contenido de P aprovechable (Olsen), existiendo parcelas con 138% más que en las fertilizadas químicamente. La respuesta en rendimiento más evidente a la aplicación de biosólidos, fue en maíz forrajero, donde se observó un incremento en la concentración de zinc y cobre de 1,354 y 402% en el tejido del cultivo, respectivamente. Las concentraciones de metales pesados en el suelo y en el tejido de la planta están muy por debajo de las reportadas como críticas en la literatura, lo que sugiere que el uso racional de biosólidos, es seguro y ecológicamente factible. El análisis económico mostró en todos los cultivos que el uso de biosólidos es la mejor alternativa de fertilización, ya que en la mayoría de las parcelas aumentó el rendimiento (7-88%) o bien disminuyeron los costos de cultivo, al ahorrarse la aplicación de fertilizante (0-27%). Debido a esto, el uso de biosólidos incrementó el índice de redituabilidad de todos los cultivos, llegando a ser este hasta de 105% más que la aplicación química de fertilizantes.

LITERATURA CITADA.

1. Akrivos, J.; Mamais, D.; Katsara, K. and Andreadakis, A. 2000. Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. *Water Science and Technology*. 42 (9):203-210.
2. Balloni, W., F. Favilli. 1987. Effects of agricultural practices on physical, chemical and biological properties of soils: part1-effect of some agricultural practices on the biological soil fertility. In: Barth, H., L'Hermite, P. (Eds.) *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*, Elsevier, London, pp. 161-175.
3. Beyer, L., C. Wackendorf, F. M. Balzen, and V. R. Balzer-Graf. 1992. The effect of Soil texture and soil management on microbial biomass and soil enzyme activities in arable soils of Northwest Germany. *Agrobiological Research* 45: 276-283.
4. Bolton Jr, H., L. F. Elliot, R. I. Papendick, and D. F. Berdicek. 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effects of fertilization and cropping practices *Soil Biology and Biochemistry* 14 : 423-427.
5. Brockway, D. G., K. W. Outcalt, and R. N. Wilkins. 1998. Restoring Iongleaf pine wiregrass ecosystems: plant cover, diversity and biomass following low-rate hexatizone application on Florida sandhills. *Forestry and Ecological Management* 103, 159-175.

6. Barbarick, K.A. and Ippolito, J. A. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosolids applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29:1345-1351.
7. Barbarick, K.A., J. A. Ippolito and D.G. Westfall. 1996. Distribution and mineralization of biosolids nitrogen applied to dryland wheat. *J. Environ. Qual.* 25:796-801.
8. Cogger, C. G., D.M. Sullivan, A.I. Bary and S.C. Fransen. 1999. Nitrogen recovery from heat-dried and dewatered biosolids applied to forage grasses. *J. Environ. Qual.* 28:754-759.
9. Comisión Nacional del Agua. 2001. Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. www.cna.gob.mx. (Consulta 16 de junio del 2003).
10. Chang, A. C., H. Hyun and A. L. Page. 1997. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? *J. Environ. Qual.* 26: 11-19.
11. Doran, J. W., and T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W. (Ed). *Defining Soil Quality For Sustainable Environment*, SSSA Special Publication, 35 SSSA and ASA, Madison, WI, pp:3-23.
12. Douglas, B.F. and Magdoff, F.R. 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *J. Environ. Qual.* 20:368-372.
13. Etchevers, J. D. 1987. Determinación de nitrógeno en suelos. *En Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo*. A. Aguilar Santelises, J.D. Etchevers Barra y J.Z. Castellanos Ramos (Eds.) Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación Especial No. 1 p. 77.
14. Fair, G. M., J. CH. Geyer, y D. A. Okun. 2005. Purificación de aguas y tratamientos y remoción de aguas residuales. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales 2. Traducción del Ing. Consultor Salvador Ayanegui J. Editorial Limusa S.A. de C. V. GRUPO NORIEGA EDITORES. Balderas 95, México, D. F.. C. P.06040. pp:660-662.
15. Fondahl, L. 1999. Biosolids management in the western region. *Biocycle* July p. 70-74.
16. Fresquez, P.R.; Francis, R.E. and Dennis, G.L. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* 19:324-329.
- 17.-García C., T. Hernández, F. Costa, A. Barahona. 1996. Organic matter characteristics and nutrient content in eroded soils. *Environmental Management.* 20, 131-143
- 18.-García, C., T. Hernández, F. Costa, B. Ceccanti, and G. Masciandaro 1993. The dehydrogenase activity of soil as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. In: Gallardo-Lancho, J. (Ed), *Proceedings of the XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry*, Salamanca, Spain, pp:89-100.

19. Gilmour, J.T. and Skinner, V. 1999. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 28:1122-1126.
20. Haby, V.A., M.P. Ruselle and E.O. Skogley. 1990. Testing soil for potassium, calcium and magnesium. *In: Soil testing and plant analysis* R.L. Westerman (Ed) 3rd ed. Soil Science Society of America book series No. 3 p. 181-227.
- 21.- INEGI.2005. Superficies sembradas y cosechadas, volumen y valor de la producción agrícola por tipo de cultivo y principales cultivos y municipios. 10. Agricultura. Pp: 453-476. Anuario Estadístico, Chihuahua. Edición, 2005.
22. Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 42:421-428.
23. López B.,F., J. Albaladejo 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. *In: Albaladejo, J., Stocking, M. A., E. Díaz (Eds.). Soil Degradation and Rehabilitation in Mediterranean Environmental Conditions, CSIC, Madrid, pp 123-128.*
24. Maguire, R. O., J. T. Sims and F.J. Coale.2000.Phosphorus solubility in biosolids-amended farm soils in the Mid-atlantic region of the USA. *J. Environ. Quality* 29: 1255-1233.
25. Martens, D.C. and W.L. Lindsay. 1990. Testing soil for cooper, iron, manganese and zinc. *In : Soil testing and plant analysis* R.L. Westerman (Ed) 3rd ed. Soil Science Society of America book series No. 3 p. 229-263.
26. Nannipieri, P., S. Greco, and B. Ceccanti.1990. Ecological significance of the biological activity in soil. *In: Bollag, J. M. Stotzky, G. (Eds.). Soil Biochemistry, vol. 6. Marcel Dekker, New York, pp. 293-355*
27. Núñez H. G., E. F. Contreras G. y R. Faz C.2003. Características agronómicas y químicas importantes en híbridos de maíz para forraje con alto valor energético. *Tec. Pec. Mex.* 41(1): 37-48.
28. Parr, J. F., and R. I. Papendick. 1997. Soil quality: relationship and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zones* 36, 181-191.
29. Pascual, J. A., T. Hernandez, M. Ayuso, and C. García.1997. Changes in the microbial activity of arid soil atended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 24, 429-434.
30. Pascual J.,A., T. Hernández, and C. García. 1998. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes. *Laboratory experiment Bioresource Technology* 64, 131-138.

31. Pascual J. A., C. García, T. Hernandez, J.L. Moreno and M. Ros.2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology and Biochemistry*. 32: 1877-1883.
32. Peña, R. A., G. Núñez H. y F. González C. 2002. Potencial forrajero de poblaciones de maíz y relación entre atributos agronómicos con calidad. *Tec. Pecu. Mex.* 40 (3):215-228.
33. Perrin, R. K. , Winkelmann, D. L., Moscardi, E. R. y Anderson, J. R.1976. Formulación de recomendaciones a partir de datos agronómicos: Un manual metodológico de evaluación económica. CIMMYT. México, D. F. 54 p.
34. Quinteiro R., M.P.; Andrade C., M.L. y De Blas V., E. 1998. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de Campo. *Edafología* No. 5. p.1-10. <http://edafología.ugr.es>.
35. SAS Institute. 1988. SAS/STAT User's guide. Release 6.03 SAS Institute Inc. Cary, N.C.
36. SAGARPA. 2002. Sistema de información Agropecuaria de consulta (SIACON versión 1.1) 1980-2001. Centro de Estadística Agropecuaria. www.sagarpa.gob.mx. (Consulta 12 febrero 2002)
37. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2003. Sistema de Información Agropecuaria de Consulta (SIACON versión 1.1.) 1980-2003. Centro de Estadística Agropecuaria. www.sagarpa.gob.mx. (Consulta 16 abril del 2003).
38. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-2002. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. 52 p.
39. Soil and plant analysis. *Agronomy hand book*. A and L Agricultural Laboratories. P. 28.
40. Sullivan, D. 1998. Fertilizing with Biosolids. PNW 508. 12 p. Oregon State University.
41. Tate III, R. L., 1987. *Soil Organic Matter: Biological and Ecological Effects*. Wiley, New York.
42. Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sand soil. *Soil Sci. Am.* J. 54:827-831.
43. USEPA.1995. A guide to the bioslids risk assessments for the EPA part 503 rule. EPA / 832-B-93-005. September 1995. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Wastewater Management. Washington, D. C. p:99.

CAPITULO XII

USO DE COMPOSTAS COMO SUSTRATO ORGÁNICO EN LA PRODUCCIÓN DE TOMATE EN INVERNADERO

Uriel Figueroa Viramontes¹, Pedro Cano Ríos², Cándido Márquez Hernández³, Esmeralda Ochoa Martínez⁴, Norma Rodríguez Dimas³ y Alejandro Moreno Resendez⁵

¹INIFAP-Campo Experimental La Laguna (INIFAP-CELALA), Matamoros, Coah. ²Autor para correspondencia, INIFAP-CELALA. Matamoros, Coah. cano.pedro@inifap.gob.mx. ³Postgrado, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro - Unidad Laguna (UAAAN-UL), Torreón, Coah. ⁴Postgrado, Instituto Tecnológico de Torreón, Torreón, Coah. ⁵Maestro-Investigador, UAAAN-UL.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo a Gómez y Castañeda (2000), la agricultura es la actividad en la cual el hombre maneja los recursos naturales, la calidad de la energía disponible, los medios y técnicas para producir y reproducir los vegetales y animales que satisfagan sus necesidades. Sin embargo, dichas necesidades no han sido totalmente satisfechas, debido a la gran explosión demográfica que a escala mundial ocurrió a mediados del siglo pasado, obligando al hombre a producir más intensivamente, desarrollando sistemas de producción con monocultivos y alta fertilización. Conociendo los efectos de la contaminación por agroquímicos, la tendencia actual de los consumidores es conocer, en la medida de lo posible, el origen de los productos, cómo fueron cultivados, si son seguros para comerse, así como del contenido nutricional (Gewin, 2004; Macilwain, 2004; Schlermeler, 2004). Lo anterior, implica buscar sistemas de producción apegados lo más cercano

posible a lo no-aplicación de agroquímicos. Uno de esos sistemas es la agricultura orgánica, que en forma general es una forma de producción en la cual no se utilizan fertilizantes ni plaguicidas sintéticos (IFOAM, 2003).

Los principales problemas que enfrenta la agricultura orgánica, en México y en algunos otros países del orbe son la comercialización, las limitantes ambientales, los costos de producción y la insuficiencia de capacitación e investigación (Gómez *et al.*, 1999). Aunado a lo anterior, las normas establecen un periodo de tres a cinco años para la reconversión de un predio para certificarlo como orgánico (Gómez *et al.*, 1999; Govindasamy, e Italia, 1999). Márquez y Cano (2005) mencionan que la entrada inmediata a la producción orgánica se puede realizar mediante la producción en invernadero, utilizando un sustrato orgánico a partir de composta con arena o perlita, en combinación con productos orgánicos para controlar los organismos dañinos.

El tomate es la segunda hortaliza de mayor producción y por ende, de consumo en el mundo y en México, con consumo *per cápita* de 19 y 20 kg, respectivamente (FAOSTAT, 2004). Por otro lado, la tendencia actual de producción de tomate, es realizarla bajo invernadero, que según Castilla (2003), dichas estructuras pretenden mejorar las condiciones ambientales para incrementar la productividad, pudiéndose obtener de 300 a 500 ton ha⁻¹ por año, en función del nivel de tecnificación del invernadero. En la actualidad, la producción de tomate orgánico en México se lleva a cabo en Baja California Sur (Navejas, 2002). Por otro lado, Diver *et al.* (1999) mencionan que la producción de tomate orgánico a campo abierto es de 32 ton/ha.

En la Comarca Lagunera se producen anualmente alrededor de 650,000 ton de estiércol de bovino, en base seca (Marquez, et al., 2006); una alternativa viable para utilizar este recurso es la elaboración de composta o vermicomposta (Figuroa, 2007), la cual se puede mezclar con medios inertes como arena o perlita con el propósito de mejorar las características fisicoquímicas del sustrato. Las compostas son la principal fuente de nutrimentos en la agricultura orgánica. Considerando lo antes expuesto, un grupo interdisciplinario compuesto por investigadores del Campo Experimental La Laguna-INIFAP y de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Unidad Laguna, se dieron a la tarea de desarrollar un paquete tecnológico para producir tomate orgánico bajo condiciones de invernadero. El objetivo en este capítulo es presentar algunos resultados de los principales experimentos que dentro de esta

investigación se han desarrollado en los últimos años, enfocados al manejo de sustratos orgánicos y fertilización orgánica.

METODOLOGÍA GENERAL

Se realizaron varios experimentos entre el 2001 y 2006, en dos invernaderos, uno localizado en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Unidad Laguna (UAAAN-UL), que consta de una superficie de 230 m², de tipo semicircular, compuesto de cubierta de plástico de polietileno, con estructura de PTR, con una ventilación por medio de pared húmeda con dos extractores, sin calefacción. El otro invernadero está ubicado en el Campo Experimental La Laguna (CELALA-INIFAP), localizado en el municipio de Matamoros, Coah.; el invernadero tiene una área de 260 m², con estructura totalmente metálica, cubierto lateralmente por láminas de policarbonato y doble capa de plástico en el techo. El sistema de enfriamiento consiste en pared húmeda y dos extractores, mientras que la calefacción fue suministrada por un quemador de gas. Ambos invernaderos cuentan con sistema de riego por goteo y están localizados dentro de la Comarca Lagunera.

En todos los experimentos se utilizaron bolsas de plástico de 20 L de capacidad, a una densidad de 4.2 plantas m⁻², con una planta por maceta. Después del transplante de cada experimento, las labores culturales fueron similares. Las plantas fueron conducidas con rafia, cuando alcanzaron una altura promedio de 30 cm y guiadas a un tallo, eliminando los brotes axilares cuando estos tenían de 3 a 5 cm. Durante la aparición de los primeros frutos, se eliminaron las hojas debajo del racimo. La poda apical se realizó cuando apareció el octavo racimo. La polinización se realizó al inicio de la apertura de las flores, haciéndolas vibrar con un cepillo dental electrónico (vibrador) y se realizaba entre las 12 y las 14 hr. En general, se aplicaron tres riegos diarios de 330 mL por maceta, de la etapa de transplante a inicio de floración (2 meses) y 660 mL del inicio de floración hasta cosecha (5 meses). La solución nutritiva para los tratamientos testigo en todos los experimentos se adaptó de Zaidan (1997); los valores de nutrimentos por etapa se anotan en el Cuadro 1, a los cuales se añadieron elementos menores en forma de quelatos. A continuación se describen los diferentes estudios que se han realizado para obtener una tecnología de producción de tomate orgánico en invernadero.

Cuadro 1. Concentración de elementos en la solución nutritiva.

Estado de la planta	N	P	K	Ca	Mg
	mg L ⁻¹				
Plantación y establecimiento	100-120	40-50	150-160	100-120	40-50
Floración y cuajado	150-180	40-50	200-220	100-120	40-50
Maduración y cosecha	180-200	40-50	230-250	100-120	40-50

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mezclas de vermicomposta con arena.

En el 2001-02 se evaluaron los genotipos de tomate Adela y Andre, los cuales se sembraron el día 25 de Junio del 2001 y se transplantaron el 14 de Agosto. Los tratamientos consistieron en diferentes proporciones de vermicomposta, 12.5, 25.0, 37.5 y 50% en volumen, mezclada con arena en bolsas de 18 L de capacidad. Los tratamientos con composta no recibieron ninguna otra fuente de nutrimentos, mientras que el testigo en arena al 100% se fertilizó con una solución nutritiva adaptada de Zaidan (1997). Las variables evaluadas fueron rendimiento, peso de fruto y sólidos solubles, como °Brix.

Los tratamientos de mayor rendimiento fueron Adela en solución nutritiva, con 174 ton ha⁻¹ y Andre en 12.5% de vermicomposta, con 171 ton ha⁻¹; el cultivar Andre en 50% de vermicomposta tuvo un rendimiento estadísticamente igual al anterior con 131 ton ha⁻¹ (Cuadro 2). En general, no se observa que el rendimiento este en función de la proporción de vermicomposta en la maceta. Además, se observaron síntomas de deficiencia de nitrógeno entre las seis y ocho semanas después del transplante. Aun así, los resultados obtenidos superan en rendimiento a lo reportado por Rodríguez (2002), quien evaluó genotipos de tomate con solución nutritiva bajo condiciones de invernadero, reportando un rendimiento para el genotipo Andre de 91.7 ton ha⁻¹.

Cuadro 2. Rendimiento y características del tomate en sustratos orgánicos (Márquez, 2005).

Genotipo	vermi-composta	Rendimiento	Peso de fruto	Sólidos solubles
	%	ton/ha	g	°Brix
Adela	Sln	174 a	177	5.3
	12.5	81 cd	175	6.0
	25.0	89 cd	171	5.3
	37.5	105 bcd	172	5.5
	50.0	78 d	135	5.9
Andre	Sln	151 abc	218	5.5
	12.5	171 ab	225	6.2
	25.0	74 d	196	5.6
	37.5	92 cd	170	5.4
	50.0	131 abcd	223	5.8

Genotipos con la misma letra son iguales estadísticamente, DMS al 5%.

Sin = solución nutritiva; (n%) nivel de vermicomposta.

Con respecto al peso por fruto, el genotipo Andre en los tratamientos con 12.5 y 50% de vermicomposta presentó el mayor peso de fruto con valores de 218 a 225 g, respectivamente, mientras que los frutos de menor peso se obtuvieron en el cultivar Adela (Cuadro 2). En el presente experimento el peso promedio por fruto superó al obtenido por Acosta (2003), quien reportó valores máximos de 135 g por fruto en cultivo de tomate con solución nutritiva. El contenido de sólidos solubles, medido como grados Brix, fluctuó de 5.3 a 6.2 °Brix. Los valores más altos se observaron en el tratamiento con 12.5% de composta en ambos genotipos, con valores de 6.0 °Brix en la variedad Adela y 6.2 °Brix en Andre (Cuadro 2). Los resultados anteriores son similares a los citados por Ríos (2002), quien reporta 5.3 °Brix para el genotipo Adela en condiciones de invernadero. De acuerdo con Díez (1995) los tratamientos evaluados se consideran de buena calidad ya que los tomates para procesado y consumo en fresco deben tener entre 4.4 y 5.5° Brix.

Mezclas de composta y vermicomposta con arena o perlita.

Este experimento se realizó en el 2003-04; se utilizó el híbrido Bosky, de tipo bola, el cual se sembró el 14 de agosto y se trasplantó el 11 de septiembre. El diseño experimental fue completamente al azar

con tres repeticiones, en un arreglo trifactorial 2 x 2 x 4; el factor A fueron compostas (composta microbiana y vermicomposta); el factor B sustratos inertes (Arena y Perlita); y factor C, cuatro proporciones de composta o vermicomposta, 12.5, 25.0, 37.5 y 50% en volumen, mezclada con arena en bolsas de 18 L de capacidad. Los tratamientos anteriores fueron regados con agua sin adición de fertilizantes; como testigo se utilizó un sustrato de arena con la solución nutritiva adaptada de Zaidan (1997).

No hubo diferencias significativas entre los dos tipos de composta, las cuales tuvieron un rendimiento promedio de 67 ton ha⁻¹ (Cuadro 3); lo anterior nos permite utilizar cualquiera de las compostas utilizadas sin afectar el rendimiento. Con respecto a sustratos inertes, las plantas con perlita rindieron 22% más que el tomate en arena. Lo anterior puede deberse a que la mezcla de composta con perlita mejoró la aireación y retención de humedad; sin embargo, el costo de la perlita es alto y la arena puede funcionar aceptablemente donde no se disponga de los medios para obtener la perlita. La interacción de los tres factores fue significativa, lo cual implica que el comportamiento de los híbridos es diferente dependiendo del porcentaje de la composta y el material inerte. En el Cuadro 3 se puede apreciar que el mayor rendimiento lo presenta el testigo, con 116 ton ha⁻¹. En ambos sustratos orgánicos, más claramente en vermicomposta, se observa un mayor rendimiento al aumentar el porcentaje del material orgánico en la maceta, lo cual se debe a una mayor aportación de nutrimentos. Los mejores tratamientos orgánicos fueron arena con vermicomposta al 50% y perlita con vermicomposta al 37.5 y al 50%, donde los rendimientos fluctuaron de 89 a 96 ton ha⁻¹. En el caso de la composta, el mayor rendimiento se obtuvo en la proporción de 37.5% con perlita, con una media de 91 ton ha⁻¹ (Cuadro 3). Los rendimientos obtenidos con sustratos orgánicos superan ampliamente a los obtenidos en campo abierto, es decir que con éstos sustratos, se puede producir orgánicamente bajo invernadero y evitar el período de transición. En este experimento también se observaron deficiencias de nitrógeno entre las seis y ocho semanas del transplante, lo cual se tomó como criterio para diseñar los siguientes estudios.

Cuadro 3. Rendimiento de tomate en invernadero con sustratos orgánicos. (Márquez, 2005).

Sustrato orgánico	Sustrato inerte	Proporción de composta	Rendimiento
		%	ton ha ⁻¹
Vermicomposta	Arena	12.5	31.4
		25.0	40.8
		37.5	49.6
		50.0	89.9
	Perlita	12.5	47.7
		25.0	79.6
		37.5	88.9
		50.0	95.8
Composta	Arena	12.5	62.1
		25.0	55.6
		37.5	80.3
		50.0	59.1
	Perlita	12.5	58.5
		25.0	65.6
		37.5	91.2
		50.0	77.5
Testigo			115.8

El peso por fruto mostró diferencias entre tratamientos; los valores más altos se obtuvieron en vermicomposta, ya sea con arena o perlita al 37.5 y 50%, con una media de 238 g (Cuadro 3). Estos valores superan a lo obtenido por Ríos (2002) y por López (2003), quienes señalan valores de 154 y 221 g por fruto, respectivamente, en condiciones de hidroponía con el mismo genotipo. No se presentó diferencia significativa para sólidos solubles, aunque el promedio de 4.0 °Brix (Cuadro 3) fue menor al observado en los experimentos descritos anteriormente.

Arena + Vermicomposta con fertilizantes.

En el ciclo 2004-05 se estableció un experimento en el invernadero del INIFAP-CELALA, para evaluar un sustrato orgánico con diferentes fuentes de fertilización adicional. La siembra se realizó el 29 de

agosto del 2004, mientras que el trasplante se efectuó el 1 de octubre. El diseño experimental fue completamente al azar, se utilizaron cinco repeticiones con un arreglo factorial 2 x 4, en donde el factor A fueron las fuentes de fertilización y el factor B los genotipos Bosky (B) y Big Beef, (BB). El sustrato utilizado fue arena + vermicomposta, ambos materiales al 50% en volumen, en macetas de 18 L de capacidad. Los tratamientos de fertilización se añadieron al agua de riego y fueron: 1) agua; 2) quelatos; 3) fertilizantes orgánicos; 4) fertilizantes inorgánicos y 5) testigo en arena más solución nutritiva (Zaidan, 1997). Los fertilizantes orgánicos utilizados son comerciales y aprobados por las normas de producción orgánica; la adición de los tratamientos inició al presentarse síntomas visuales de inicios de amarillamiento. En el Cuadro 4 se presenta la composición nutrimental de la vermicomposta utilizada.

Cuadro 4. Composición nutrimental de la vermicomposta como sustrato (Rodríguez, 2007).

N	P	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Mn	pH	CE
----- % -----					----- mg kg ⁻¹ -----				dS m ⁻¹
0.97	0.199	1.03	4.86	0.76	3.9	1.45	3.71	8.2	2.4

No hubo diferencia significativa en el rendimiento de los genotipos, donde se obtuvo una media general de 116 ton ha⁻¹. En el caso de los fertilizantes, sí se obtuvieron diferencias significativas. En el Cuadro 5 se anota el rendimiento promedio de las fuentes de fertilización, de las que sobresale el testigo con 146 ton ha⁻¹, superando en 11% a los fertilizantes orgánicos. La media obtenida en el tratamiento con fertilizantes orgánicos, 130 ton ha⁻¹, supera a lo obtenido por Tuzel *et al.*, (2003), ya que mencionan rendimientos ente 94 y 107 ton ha⁻¹. Respecto al uso del sustrato con composta, Subler *et al.* (1998) y Riggle (1998) mencionan que el mejor desarrollo del cultivo se da con pequeñas proporciones de composta, entre 10 y 20%; de manera similar, Atiyeh *et al.* (2000a y 2000b) señalan que usando más del 20% del sustrato hay un decremento en la productividad de la planta. Sin embargo, en los resultados obtenidos en el presente estudio se aprecia que la mezcla de 50% de arena + 50% de composta, suplementada con fertilizantes orgánicos, permite obtener casi el 90% del rendimiento obtenido con solución nutritiva. Probablemente las diferencias se pueden atribuir al contenido de las elementos nutritivos de las compostas usadas en los experimentos. Cabe recalcar pues, que es necesario suministrar nutrimentos a la mezcla de composta + arena, ya que la demanda del cultivo sobrepasa a los contenidos en la composta (Hashemimajd *et al.*, 2004).

Cuadro 5. Rendimiento y sólidos solubles con fertilización orgánica (Rodríguez, 2007).

Fertilización	Genotipo	Rendimiento	Promedio de Fertilización	Sólidos solubles
		--- ton ha ⁻¹ ---		°Brix
Agua	Bosky	73		
	Big Beef	90	82	4.6
Quelatos	Bosky	82		
	Big Beef	99	90	4.7
Fert. orgánica	Bosky	128		
	Big Beef	133	131	4.6
Fert. inorgánica	Bosky	133		
	Big Beef	135	134	4.5
Testigo	Bosky	146		
	Big Beef	145	146	4.2

El peso por fruto no fue afectado por los tratamientos y el valor promedio fue de 231 g. Por otro lado, el contenido de sólidos solubles fue mayor en los tratamientos con vermicomposta, con 4.6 °Brix, comparado con 4.2 °Brix en el testigo con solución nutritiva (Cuadro 5). Resultados similares fueron encontrados por Márquez y Cano (2004). Osuna (1983) menciona un valor deseable de 4.0 °Brix o más.

Té de composta como fertilizante orgánico.

El té de composta es una solución resultante de la fermentación aeróbica de composta en agua, a la que se agregan sustancias estimulantes de la actividad microbiana, como melaza y ácidos húmicos o fúlvicos. De acuerdo con la literatura consultada, el té de composta se ha utilizado para prevenir enfermedades (Ingham et al., 2002; Scheuerell y Mahaffee, 2004), para inocular la vida microbiana del suelo y para aportar nutrientes a los cultivos y a los microorganismos del suelo (Salter, 2004). No se encontraron referencias sobre el uso del té de composta como fertilizante orgánico; sin embargo se han utilizado extractos de estiércol con esta finalidad (Capulín et al., 2001). El objetivo del presente estudio fue evaluar el té de composta como una opción para fertilizar tomate en sustrato orgánico, bajo condiciones de invernadero.

En el invernadero de la UAAAN-UL, se evaluaron tres genotipos de tomate en cuatro métodos de fertilización. Los genotipos de tomate evaluados fueron PX 01636262, Romina y Bosky. La fecha de sierra fue el 28 de julio y se transplantaron el 02 de septiembre de 2005. Los tratamientos para aportar los nutrimentos al cultivo fueron cuatro:

1. Solución nutritiva en arena. Se utilizó una solución adaptada de Zaidán (1997), con las concentraciones anotadas en el Cuadro 1.
2. Té de composta en arena. El procedimiento para elaborar el té de composta, adicionado con fertilizantes orgánicos a base de N y P, se describe en Ochoa (2007); la composición nutrimental del té de composta se anota en el Cuadro 6.
3. Té diluido en arena + composta (1:1 en volumen). Seis semanas después del trasplante, se fertilizaron las plantas con té diluido, en proporción 1:3, en agua; la composición nutrimental de la composta utilizada se anota en el Cuadro 6.
4. Incorporación gradual de composta. Las macetas se llenaron inicialmente a un 50% de su capacidad con la mezcla de arena + composta (1:1 en volumen). A los 75 días después del trasplante (ddt) se agregó un 25% más y a los 150 ddt se añadió el 25% restante para completar el volumen total de la maceta. Este tratamiento no recibió fertilización.

Cuadro 6. Concentración de nutrientes en la composta y té de composta (Ochoa, 2007).

Nutriente	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
	- - - - - % - - - - -								
Composta	1.34	0.49	1.24	4.15	0.84	0.86	0.034	0.019	0.005
	- - - - - mg L ⁻¹ - - - - -								
Té de Composta	219	18.2	230	520	1.32	0.49	0.08	0.19	0.13

El rendimiento de tomate fue estadísticamente diferente entre tratamientos de fertilización y entre genotipos. El mayor rendimiento se obtuvo en las plantas con solución nutritiva, al obtener 218 ton ha⁻¹, lo que representó casi un 20% más con respecto al tratamiento con té de composta. El tratamiento con té solo y té diluido tuvieron rendimientos similares, con 182 y 174 ton ha⁻¹, respectivamente. El tratamiento con aplicación fraccionada de composta rindió un 43% menos que el tratamiento con solución nutritiva (Cuadro 7). Los rendimientos obtenidos en el presente estudio, con solución nutritiva y té de composta, son los más altos de los experimentos descritos en el presente capítulo. El

rendimiento con solución nutritiva es comparable al reportado por Flores et al., (2005), quienes obtuvieron 200 ton ha⁻¹ en tomate tipo saladette cosechado en invernadero al octavo racimo. Sin embargo, la fertilización inorgánica trae consigo el alto costo de los fertilizantes, además de que los nitratos (NO₃⁻) se pueden acumular en los frutos (Leyva et al., 2005). De los genotipos evaluados, Bosky y PX 01636262 obtuvieron rendimientos similares, cercanos a las 200 ton ha⁻¹, mientras que Romina obtuvo 159 ton ha⁻¹. Lo anterior es debido al menor peso individual de los frutos en este último genotipo.

Cuadro 7. Rendimiento y características del tomate en sustratos orgánicos (Ochoa, 2007).

Tratamientos	Rendimiento ton ha ⁻¹	Peso por fruto g	Sólidos solubles °Brix
<u>Tipo de fertilización</u>			
Solución nutritiva	218 a	222	3.71 c
Té de composta	182 b	181	4.41 ab
Té diluido	174 b	187	4.33 b
Composta fraccionada	125 c	163	4.59 a
<u>Genotipos</u>			
Bosky	191 a	200	4.12 a
Romina	159 b	171	4.16 a
PX 01636262	199 a	184	4.28 a

† Letras distintas en columnas indican diferencia significativa (Tukey ≤ 0.05).

La variable de peso promedio por fruto mostró una tendencia similar a la observada en el rendimiento; es decir, el mayor peso de fruto se registró en las plantas con solución nutritiva, con 222 g, seguida por los tratamientos con té, mientras que los frutos con menor peso se tuvieron en las macetas con composta fraccionada. Por genotipo, Bosky fue la que tuvo los frutos de mayor tamaño, con 200 g en promedio (Cuadro 7). Los sólidos solubles, medidos como °Brix, fueron similares en los tres genotipos, con un promedio de 4.19 °Brix. En las plantas con solución nutritiva, el valor de °Brix fue significativamente menor al resto de los tratamientos (Cuadro 7). Márquez y Cano (2004) mencionan que con el uso de sustratos a base de compostas los frutos adquieren un nivel mayor de °Brix. Se ha demostrado que el contenido de azúcares aumenta al incrementarse la salinidad en el sustrato, como un

mecanismo de osmorregulación (Casierra y García, 2006; Leidi y Pardo, 2002). El valor de sólidos solubles en todos los sustratos orgánicos es adecuado, ya que se requieren valores de 4.0 o más en tomate para procesado y consumo en fresco (Hernández, 2003).

Para verificar el abastecimiento de N en los tratamientos con té de composta y sustratos orgánicos, en el presente estudio se incluyó el análisis de N total en hojas por el método micro Kjeldahl (Jones, 1991). El contenido de N total en hojas fue diferente entre tratamientos, pero no entre genotipos. Al inicio de floración, las plantas con solución nutritiva mostraron el valor más alto, con 4.6 % de N, el cual fue estadísticamente igual al tratamiento con té, que tuvo 3.9 % (Cuadro 8).

Cuadro 8. Concentración de nitrógeno total foliar en tomate (Ochoa, 2007).

Tratamientos	N total
	%
<u>Inicio de floración (53 ddt)</u>	
Solución nutritiva	4.63 a
Té de composta	3.91 ab
Té diluido	3.56 b
Composta fraccionada	3.36 b
<u>Inicio de cosecha (71 ddt)</u>	
Solución nutritiva	4.57 a
Té de composta	4.69 a
Té diluido	3.87 b
Composta fraccionada	3.56 b

†Letras distintas en columnas indican diferencia significativa (Tukey ≤ 0.05).

Una concentración adecuada de N para tomate de invernadero al inicio de floración es de 4 a 5 % (Plank, 2007), lo cual indica que los tratamientos en sustrato orgánico estuvieron por debajo de este rango de suficiencia. En el caso del tratamiento con té de composta, pudiera incrementarse el N orgánico adicionado y evaluar la respuesta de la planta. Al inicio de la cosecha (71 ddt), la concentración de N foliar en los tratamientos con solución nutritiva y con té fueron mayores de 4.5%, mientras que los tratamientos en composta + arena tuvieron concentraciones menores de 4.0%. En esta

etapa, un valor de 3.5 a 4.0 % de N foliar en tomate de invernadero se considera suficiente (Plank, 2007), por lo que todos los tratamientos fueron suficientes en aportar nitrógeno al cultivo.

Con la finalidad de conocer el efecto de los tratamientos orgánicos en la concentración de nitratos en el fruto, se realizó un análisis a los 171 ddt, en frutos de coloración roja, propia de un tomate para consumo. El fruto se colocó en bolsas de plástico, se congeló por 24 h y después se descongeló; la determinación se realizó en el extracto líquido del fruto descongelado. Esta técnica permite romper las vacuolas celulares y se utiliza para medir potencial osmótico o de solutos en tejidos vegetales (Kramer, 1983). La determinación de nitratos se realizó por destilación y reducción de nitratos mediante aleación de Devarda, método adaptado de Keeney y Nelson (1982). No se encontró diferencia entre tratamientos; la concentración más alta se obtuvo de las plantas con solución nutritiva, con 6 mg kg⁻¹ de fruto fresco, mientras que el valor más bajo se registró en el tratamiento con té de composta, con un valor de 3.9 mg kg⁻¹ (Cuadro 9). Los valores obtenidos en el presente estudio son bajos comparados con Leyva *et al.*, (2005), quienes señalan valores máximos de 60 mg kg⁻¹ de peso fresco de fruto, y con Zolenin (1990), quien encontró un rango de nitratos en fruto 13 a 45 mg kg⁻¹. Por su parte, Liebert (2001), comparó sistemas de producción orgánica y convencional en cultivos de hortalizas y señala que el contenido de nitratos fue menor en el sistema de producción orgánica, al compararlo con el sistema tradicional.

Cadro 10. Contenido de nitratos en fruto de tomate (Ochoa, 2007).

Tratamientos	NO ₃ ⁻ en fruto	
	En extracto líquido mg L ⁻¹	En base a peso fresco mg kg ⁻¹
Solución nutritiva	6.4	6.1
Té de composta	4.1	3.9
Té diluido	4.4	4.2
Composta fraccionada	5.4	5.1

CONCLUSIONES

Al inicio del presente proyecto, en el experimento de 2001-02, se presentaron resultados no muy claros en cuanto a la respuesta de tomate a las dosis de composta en el sustrato. Sin embargo, se logró producir con más del 20% de composta de estiércol de bovino como parte del sustrato.

Los experimentos de 2003-04 fueron más consistentes, es decir, el rendimiento de tomate se incrementó al aumentar la proporción de composta en la mezcla del sustrato. Sin embargo, los rendimientos fueron menores a los obtenidos en el experimento anterior; la posible explicación es que se irrigaron con más agua de la necesaria, lo cual lixivió los nutrimentos de la composta.

Los experimentos conducidos durante 2004-05 pretendieron resolver la pérdida de nutrimentos por lixiviación, mediante dos estrategias: fertilización suplementaria y fraccionar la aplicación de la composta. En ambos casos, se logró un incremento en el rendimiento. En el caso de la fertilización orgánica, se logró igualar el rendimiento del tratamiento hidropónico.

El uso de té de composta representa una opción en el manejo de la fertilización orgánica para producir tomate en invernadero. Ya sea en sustrato de arena o arena + composta, los rendimientos obtenidos pueden ser similares al manejo convencional con solución nutritiva, sin afectar la calidad del fruto y con una reducción significativa en el costo de producción por el ahorro de fertilizantes.

BIBLIOGRAFÍA

- Atiyeh, R.M., Arancon, N., Edwards, C.A. and Metzger, J.D. 2000. Influence of earthworm-processed pig manure on the growth and yield of greenhouse tomatoes. *Bioresour. Technol.* 75:175-180.
- Atiyeh, R.M., Subler, S., Edwards, C.A., Bachman, G. and Metzger, J.D. 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiología* 44: 579-590
- Capulín G. J., Núñez R. E., Etchevers B. J. D. y Baca C. G. A. 2001. Evaluación del extracto líquido de estiércol Bovino como insumo en la nutrición vegetal en hidroponía. *Agrociencia*. Vol. 35. No. 3

- Casierra, P. F. y Garcia, R. N. 2006. Producción de calidad de fruta en cultivares de fresa (*Fragaria* sp.) afectados por estrés salino. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*. Vol. 59 No. 2. Colombia.
- Castellanos R. J. Z. 2003. Análisis de costos de inversión y producción de tomate en invernadero. *En: Muñoz R. J. J. y Castellanos R. J. Z. (Eds). Manual de producción hortícola en invernadero. INCAPA. México. pp.321-332*
- Castilla, N. 2003. Estructuras y equipamientos de invernaderos. *En: Castellanos, R. J. Z. y Muñoz, R. J. J. Memoria del Curso internacional de producción de hortalizas en invernadero. INIFAP. México.*
- Diez, N.M. 2001. Tipos varietales. *En: Nuez, F. (ed). El cultivo del tomate. Editorial Mundiprensa. Madrid, España.*
- Diver, S., Kuepper, G and Born, H. 1999. Organic tomato production. National center for appropriate technology . ATTRA publication #ct073/149. University of Arkansas.
- FAOSTAT.2004. <http://faostat.fao.org/>. Ultima actualización 14 de julio de 2005.
- Figuroa V. U. 2007. Uso y aportaciones minerales en compostas. *En: Elaboración y uso de compostas en nogal pecanero. Memoria Técnica 25. INIFAP, Campo Experimental Costa de Hermosillo.*
- Flores O. W., López I., Rojano A. y Salazar I. 2005. Requerimientos de riego de jitomate (*Lycopersicon Esculentum*) bajo condiciones de invernadero. *En: Memoria de la ANEI. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación. Acapulco, Gro.*
- Gewin, V. 2004. Organic FAQ's. *Nature* 428:796-798.
- Gómez, A., R. y Castañeda C. R. 2000. Tecnologías de producción orgánica en las condiciones del tropico. Instituto para el Desarrollo de Sistemas de Producción del Tropicó Hunedo de Tabasco. El Colegio de la Frontera Sur/Unidad Tabasco. Villahermosa, Tabasco.
- Gómez, T. L., Gómez, C. M. A. y Schwentesius, R. R. 1999. Producción y comercialización de hortalizas orgánicas en México.. *En: C de Grammont, H.; Gómez, C. M. A.; González, H.; Schwentesius R. R (eds) Agricultura de exportación en tiempo de globalización. El caso de las hortalizas, frutas y flores. CIESTAAM/UACH. pp 121-158.*
- Govindasamy, R., and J. Italia. 1999. Predicting Willingness-to-Pay a Premium for Organically Grown Fresh Produce. *Journal of Food Distribution Research* July: 44-53.

- Hashemimajd K., Kalbasi M., Golchin A. and Shariatmadari H. 2004. Comparison of vermicomposts and composts as potting media for growth of tomatoes. *Journal of plant nutrition* 27: 1107-1123
- Hernández S. I A., 2003. Evaluación de rendimiento y calidad de 18 genotipos de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) bajo condiciones de invernadero en la comarca lagunera. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro - Unidad Laguna. Tesis de licenciatura: Ingeniero agrónomo en horticultura. Torreón, Coahuila.
- Huxham K., Sparkes, S. L. and Wilson P. 2005. The effect of conversion strategy on the yield of the first organic crop. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 106: 345-357
- IFOAM. 2003. Normas para la producción y procesado orgánico. Victoria, Canadá.
- Ingham, R. E, Grove T., Shepard S., Sunbow F y Philmeth. 2002. Control of Botrytis by Compost Tea Applications on Grapes in Oregon. Western Region. Sustainable Agriculture Research and Education. En: <http://wsare.usu.edu/pro/pr2002/SW00-039.pdf>.
- Jones, J.B., Wolf, B. and Mills, H. A. 1991. Plant analysis handbook. Micro-Macro Publ., Athens.
- Keeney, D. R. and Nelson, D. W. 1982. Nitrogen – Inorganic forms. Pp. 643-698 In: Page, A. L. (Ed) *Methods of soil analysis. Part 2. 2 ed. Agron. Monogr. 9. AsA and SSSA. Madison WI.*
- Kramer, P. J. 1983, Water relations of plants. Department of botany. Duke University. Academic press, Inc. Durham, North Carolina.
- Leidi, E. O. y Pardo J. M. 2002. Tolerancia de los cultivos al estrés salino: Que hay de nuevo. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias No. 2. Sevilla, España.*
- Leyva, R. G., Sánchez G. P., Alcántar G. G., Valenzuela U. J. G., Gavi R. F. y Martínez G. A. 2005. Contenido de nitratos en extractos celulares de pecíolos y frutos de tomate. *Revista Fitotecnia Mexicana. Abril-junio año/vol 28, número 002. Chapingo, Mex.*
- Liebert, M. A. 2001. Nutritional Quality of Organic Versus Conventional Fruits, Vegetables, and Grains. Vol. 7. No. 2. pp. 161-173. Virginia Worthington, M.S., Sc.D., C.N.S.
- López E. J. I. 2003. Producción de 7 híbridos de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) bajo condiciones de invernadero en otoño-invierno 2001-2002 en la Comarca Lagunera. Tesis de Licenciatura. UAAAN-UL. Torreón, Coah. México
- Macilwain, C. 2004. Organic: is it the future of farming. *Nature* 428:792-793
- Márquez H. C. y Cano R. P. 2004. Producción de tomate orgánico en invernadero. En: Segundo Simposium internacional de producción de cultivos en invernadero. 20 y 21 de mayo 2004. Fundación UANL y Facultad de agronomía UANL.

- Márquez H. C. y Cano, R. P. 2005. Producción orgánica de tomate cherry bajo invernadero. Actas Portuguesas de Horticultura. No 5, Vol 1: 219-224.
- Márquez H. C. 2005. Producción de tomate orgánico en condiciones de invernadero. Tesis de Doctorado en Ciencias. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro -Unidad Laguna. Torreón, Coah.
- Marquez R. J. L., Figueroa, V.U., Cueto, W.J.A. y Palomo, G.A. 2006. Eficiencia de recuperación de nitrógeno de estiércol bovino y fertilizante en una rotación sorgo – trigo para forraje. AGROFAZ 6:145-151.
- Navejas J. J. 2002. Producción orgánica de tomate.. Desplegable técnica No. 5. INIFAP-CIRNO. Cd. Constitución, B.C.S. México.
- Ochoa M. E. 2007. Té de composta como fertilizante orgánico en la producción del cultivo de tomate en invernadero. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto Tecnológico de Torreón. Torreón, Coah. (en revisión).
- Osuna G. A. 1983. Resultados de la investigación Tomates para uso industrial en el Edo de Morelos, 1980- 1982., SarH. INIA, CITAMC CAEZ. México
- Plank, C. O. 2007. Plant analysis handbook for Georgia. Agricultural & Environmental Services Laboratories. University of Georgia. <http://aesl.ces.uga.edu/publications/plant>.
- Riggle D. 1998. Vermicomposting research and education. Biocycle 39:54-56
- Ríos C. J. A. 2002. Evaluación para rendimiento y calidad de fruto de dos híbridos de tomate bola (*Lycopersicon esculentum* Mill.) bajo condiciones de invernadero. Tesis de Licenciatura. UAAAN-UL. Torreón, Coah. México.
- Rodríguez D. N. 2002. Producción de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) bajo condiciones de invernadero en Otoño-Invierno en la Comarca Lagunera. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Unidad Laguna.
- Rodríguez D. N. 2007. Uso de abonos orgánicos en la producción de tomate en invernadero. Tesis de Doctorado en Ciencias. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Unidad Laguna. Torreón, Coah.
- Salter, C. 2004. Compost Tea – Rebuilding Soil & Plant Biological Health. New Mexico Recycling Coalition Conference.
- Scheurell, S., Mahaffee, W.F. 2004. Compost tea as a container media drench for supressing seedling damping-off caused by pythium ultimum. Phytopathology. 94(11)1156-1163. Revisada 29 de Nov 2006.

- Schlermeler, Q. 2004. Organic world view. *Nature*: 428:794-795.
- Subler S., Edwards C.A. y Metzger J. 1998. Comparing vermicomposts and composts. *Biocycle* 39: 63-66.
- Tuzel, Y., Yagmur, B y Gumus. 2003. Organic tomato production under greenhouse conditions. Consultado en: http://www.actahort.org/books/614/614_114.htm.
- Zaidan, O. 1997. La producción del tomate. Ministerio de relaciones exteriores, Centro de Cooperación Internacional y Ministerio de Agricultura y Desarrollo rural, Centro Internacional para el Desarrollo Agrícola del estado de Israel.
- Zolenin, V. M. (1990). Effect of species and variety Characteristics on accumulation of nitrates in vegetables in the Perm Region. *Voprosy-pitaniya* 4:67-68.

CAPÍTULO XIII

LOS ÁCIDOS HÚMICOS Y FÚLVICOS Y SU INFLUENCIA SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO Y EL RENDIMIENTO EN ALFALFA (*Medicago sativa* L.)

Rafael Figueroa Viramontes¹, Cirilo Vazquez Vazquez¹ y Fernando Cabral Valdez¹.

¹División de Estudios de Posgrado. Facultad de Agricultura y Zootecnia – Universidad Juárez del Estado de Durango (DEP-FAZ-UJED) fazujed@yahoo.com

CARACTERÍSTICAS DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS Y FÚLVICOS

La materia orgánica se divide en materiales humificados y no-humificados, estas están representadas por carbohidratos, proteínas, lípidos, ligninas, etc. Usualmente estos compuestos están sujetos a reacciones de degradación y descomposición, y otras veces son adsorbidos por componentes inorgánicos del suelo, a descomposición de plantas y animales en el suelo. Son constituyentes básicos de los procesos biológicos y por tanto de la formación de humus estable; los humus naturales nativos son comúnmente mineralizados y consecuentemente, la materia orgánica total contenida en el suelo es mantenida a algunos niveles de estado estable con las características del suelo (Stevenson, 1994).

La fracción humificada son sustancias polidispersas amorfas y coloidales de color que varia de amarillo a café oscuro y pesos moleculares relativamente altos, el cual puede variar entre compuestos húmicos pero químicamente son homogéneos. La fracción humificada es el producto final de la descomposición del material vegetal en el suelo. El termino ácido húmico fue empleado primeramente por Berzelius en 1830, mientras que en 1912 Mulder reemplazó los términos ácido crénico y apocrénico por el de ácido fúlvico (Tan, 1993). Los ácidos humicos son solubles en bases y los fúlvicos

en agua. La fracción inerte de la materia orgánica se denomina huminas (Gallardo, 2003). De acuerdo a su solubilidad en álcalis y ácidos los compuestos húmicos se pueden separar en varias fracciones:

Fracción	Álcali	Ácido	Alcohol
Ácido fúlvico	Soluble	Soluble	
Ácido húmico	Soluble	Insoluble	Insoluble
Huminas	Insoluble	Insoluble	Insoluble

Los compuestos húmicos existen no solo en el suelo, sino también en ríos, lagos y océanos, así como en la lignita, la leonardita, el carbón y otros depósitos geológicos, éstos son la fuente para humatos comerciales.

Los ácidos húmicos generalmente son ricos en carbono en niveles de 41 a 57 %. Los valores menores los presentan los ácidos fúlvicos y húmicos en suelos tropicales. Los ácidos fúlvicos contienen más oxígeno y menos hidrógeno y nitrógeno que los ácidos húmicos. El contenido de oxígeno varía de 44 a 54 % en los ácidos fúlvicos, mientras que en los ácidos húmicos este rango es de 33 a 46%. En lo que respecta al nitrógeno, el contenido en los ácidos húmicos varía de 2 a 5%, niveles mayores, a los que presentan los ácidos fúlvicos, donde el rango es de 0.7 a 2.6%. Los ácidos fúlvicos se distinguen de los ácidos húmicos por su coloración más clara, por el contenido relativamente bajo de carbono (menos del 55%) y por su buena solubilidad en agua, alcohol y ácidos minerales (Kononova, 1982).

El ácido crénico tiene un color amarillo claro que al oxidarse con el aire forma una coloración oscura transformándose en ácido apocrénico parecido al ácido húmico que es menos soluble. Los ácidos crénico y apocrénico contienen menos carbono (44-49%) y más oxígeno que los ácidos húmicos (Cepeda, 2002).

IMPORTANCIA DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS

Las sustancias húmicas son responsables junto con las arcillas de muchas reacciones químicas que influyen directa e indirectamente en el desarrollo de los cultivos. De manera directa las sustancias húmicas estimulan el desarrollo de algunas especies vegetales a través de su efecto en el metabolismo y otros procesos biológicos (Wallace y Whitehand, 1980). El efecto indirecto es mejorando la fertilidad del suelo a través de la modificación de algunas condiciones químicas, físicas y biológicas del mismo. Los compuestos húmicos también participan en la formación del suelo e influyen en la translocación y

movilización de arcillas, aluminio y fierro. El efecto de las sustancias orgánicas sobre la estabilización estructural del suelo varía en función del tipo de que se trate. Los ácidos húmicos con mayor peso molecular y capacidad de intercambio catiónico que los ácidos fúlvicos, son mas efectivos en dicho proceso (Huang y Schnitzer, 1986 y Piccolo y Mbagwu, 1990), aunque otros investigadores sugieren lo contrario a través de otros mecanismos (Fortun et al., 1989). Las sustancias húmicas son importantes en los procesos de dispersión-floculación y estabilidad del suelo, clasificándose según Tisdall y Oades (1982) en agentes de unión llamados persistentes.

EFEECTO DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO

Figueroa *et al.*, (2007) en la Facultad de Agricultura y Zootecnia de la Universidad Juárez del Estado de Durango (FAZ-UJED), realizaron un trabajo de investigación con el objetivo principal de determinar si los ácidos fúlvicos ejercen algún efecto sobre el nivel de algunas variables físicas de un suelo con textura franco-arcillosa. Se evaluaron cuatro dosis de ácido fúlvico: 0.2, 0.4, 0.6 y 0.8 mL por litro de agua de riego, el cual era aplicado solamente en el primer riego después de un corte en el cultivo de alfalfa irrigado con el método por goteo subsuperficial, y la lámina de riego equivalía al 80% de la evaporación acumulada de tres o cuatro días. Además del ácido fúlvico también se aplicaba la dosis de fertilizante recomendada para la Comarca Lagunera, 40-200-00 de N-P-K. Los ácidos fúlvicos se extrajeron de estiércol de ganado bovino lechero.

La cantidad de ácido fúlvico (AF) que se aplicó por riego se calculo de la siguiente manera:

$$\text{Vol. AF} = \text{AF} * \text{Vol. de riego}$$

$$\text{Volumen de agua de riego} = (\text{LR} / \text{Efr}) * \text{Aue}$$

$$\text{LR} = 0.8 * \text{EV}$$

Donde:

LR = Lamina de riego (m)

Efr = Eficiencia de riego (tanto por uno)

Aue = Área de la unidad experimental (m²)

EV = Evaporación en un tanque evaporómetro tipo "A" (mm)

Ejemplo:

Tratamiento 1: 0.2 mL L⁻¹

Datos:

Evaporación = 30 mm

Área de la unidad experimental = 16 m²

Eficiencia de riego = 97%.

Procedimiento de calculo:

Lámina de riego = 0.8 * 30 mm = 24 mm

Volumen de agua por UE = ((0.024 m * 16m²) / 0.97)(1000) = 395.87 L

Vol. Requerido de AF para el T1 = 395.88 L * (0.2 mL/1000) * el numero de repeticiones (4) = 0.316 L

Para el resto de los tratamientos el volumen de AF sería:

T2: 0.633 L

T3: 0.950 L

T4: 1.266 L

En general, no se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos en las variables físicas del suelo medidas. Sin embargo, en la mayoría de éstas se observó una tendencia de mejorar su nivel a medida que la dosis de AF se incrementó.

Densidad Aparente del suelo (Da)

La densidad aparente (Da) del suelo no presentó significancia estadística por efecto de los tratamientos en los dos estratos de suelo analizados. Considerando a partir de la segunda dosis en orden ascendente, la tendencia a disminuir la Da con la dosis de AF se presentó en el estrato mas superficial (0-15 cm) (Figura 1). En el estrato 15-30 cm la tendencia no fue muy clara, observándose Da mas altas en esta profundidad con un promedio de 1.31 g cm⁻³, mientras que en 0-15 cm fue de 1.25 g cm⁻³. Asimismo, el rango de valores fue menor en el estrato superior (1.21 a 1.29 g cm⁻³) en comparación con el estrato de 15 – 30 cm (1.27 a 1.33 g cm⁻³). En lo que respecta al comportamiento del suelo que no recibió ácido fúlvico, éste varió también con la profundidad ya que en la superficial, la Da resultó mayor, lo cual fue de acuerdo a la

tendencia observada (menos AF, mas Da), mientras que en el estrato inferior la Da fue menor en el testigo.

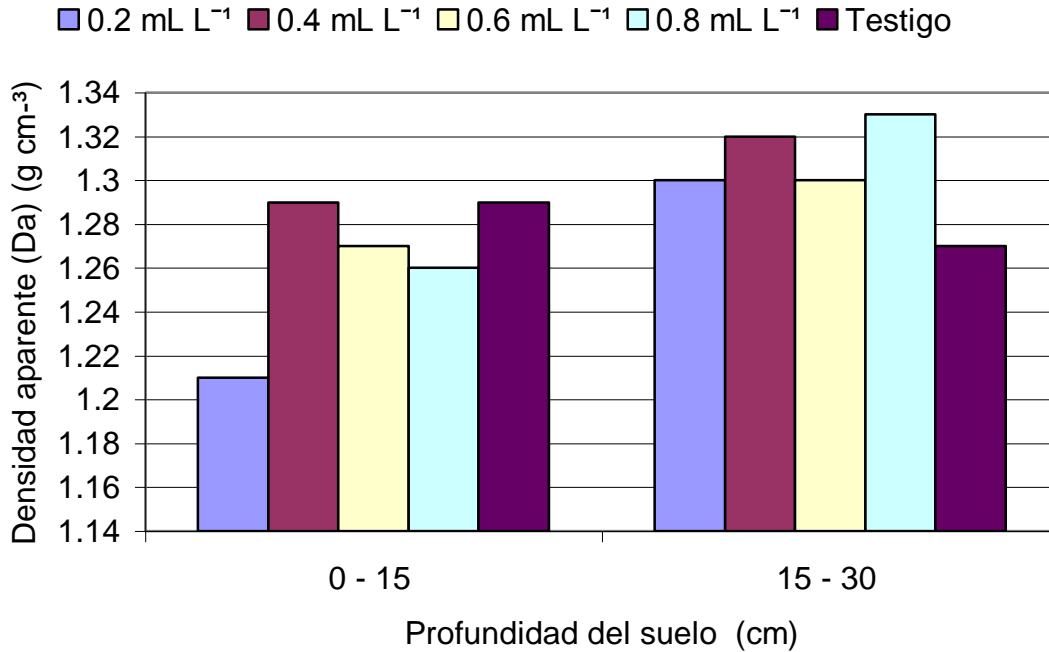


Figura 1. Media de la densidad aparente del suelo en los diferentes tratamientos de ácido fúlvico al final del experimento (404 DDS) a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm). DEP-FAZ-UJED. 2005.

Conductividad hidráulica (K)

Al igual que en la densidad aparente, el comportamiento de la K siguió una tendencia clara en el estrato superior (0-15 cm), donde el nivel de K se incremento de la segunda a la tercera dosis y luego el nivel se mantuvo de la tercera (0.6 mL L⁻¹) a la cuarta dosis (0.8 mL L⁻¹) (Figura 2). Al igual que en el comportamiento de la Da, la dosis mas baja (0.8 mL L⁻¹) no siguió la tendencia observada. Esta tendencia esta en concordancia con la observada en la Da, ya que ésta disminuyó con el nivel de ácido fúlvico, lo cual generalmente corresponde a un aumento en la K. El promedio de la conductividad hidráulica en el estrato de 0-15 cm fue de 1.2 cm h⁻¹, mientras que en el de 15-30 cm fue de 0.99 cm h⁻¹, resultando una diferencia del 21 %.

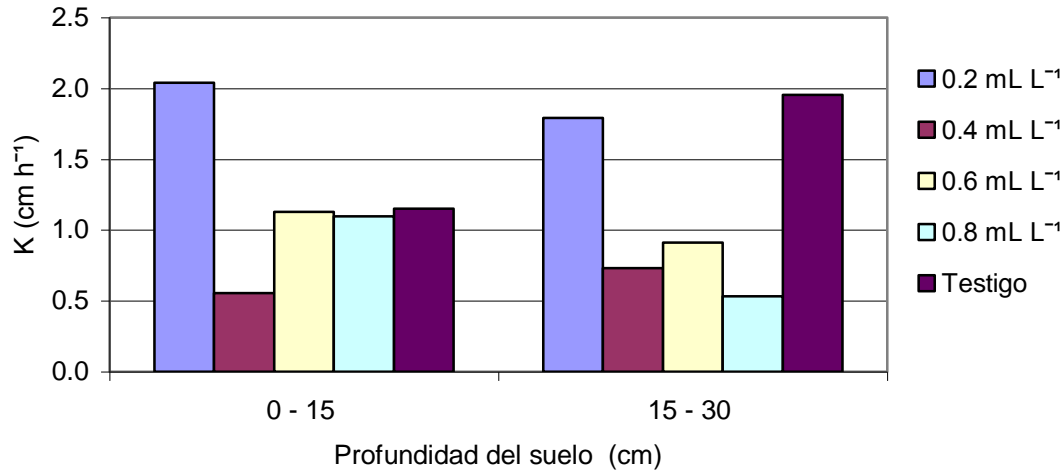


Figura 2. Media de la Conductividad Hidráulica del suelo en los diferentes tratamientos de ácido fúlvico al final del experimento a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm). DEP-FAZ-UJED, 2005.

Compactación del suelo

La compactación del suelo resultó sin diferencia estadística entre los tratamientos de ácido fúlvico evaluados incluyendo el testigo en los seis muestreos realizados. Se realizaron dos muestreos a los 307 y 399 días después de la siembra (DDS) en los estratos mencionados para las variables anteriores (D_a y K), así como en la superficie del terreno. En esta variable no se presentó una tendencia clara (Figura 3), aunque se puede resaltar que en el segundo muestreo (307 DDS) la dosis mas baja de ácido fúlvico presentó la compactación numéricamente más alta y despues bajó en los demás tratamientos, lo cual concuerda con lo obtenido en las variables de D_a y K . La gran diferencia en compactación entre las dos fechas de muestreo se debió a la diferencia en contenido de humedad en el suelo.

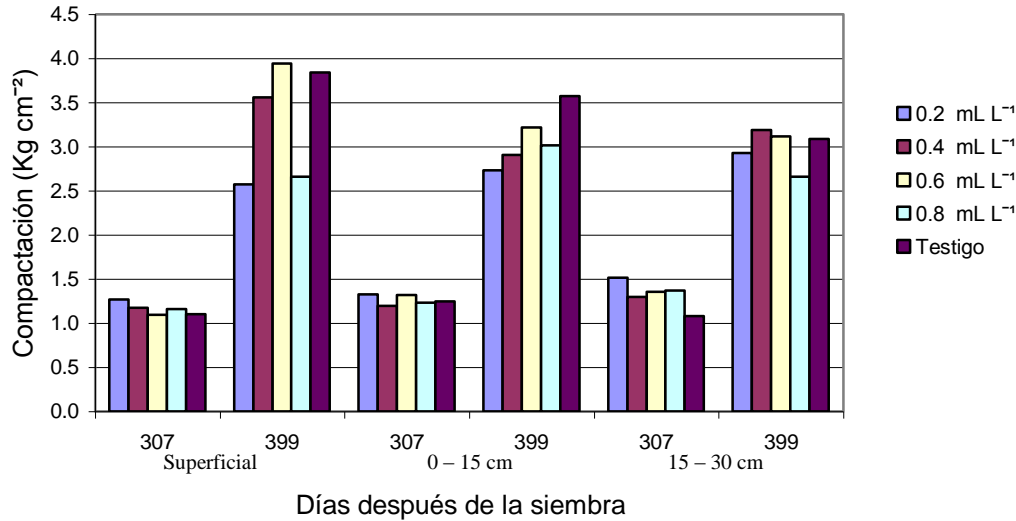


Figura 3. Compactación del suelo bajo diferentes dosis de ácido fúlvico y el testigo en dos fechas a tres profundidades del suelo: superficie, 0–15 cm y 15–30 cm. DEP-FAZ-UJED. 2005.

Esfuerzo torcional

La variable esfuerzo torcional mostró significancia estadística en el segundo muestreo a los 399 DDS, donde la única diferencia ocurrió entre la menor dosis (0.2 mL L^{-1}) y la segunda dosis mas alta (0.6 mL L^{-1}). Asimismo, el comportamiento varió entre fechas de muestreo. En el primero de éstos los valores de esfuerzo torcional fue mas o menos uniforme a través de las dosis de ácido fúlvico, mientras que en el segundo muestreo se presentó la tendencia a incrementar conforme la dosis aumentaba. Al igual que la compactación del suelo, la notoria diferencia entre muestreos se debió a la diferencia en el contenido de humedad en el suelo entre las dos fechas.

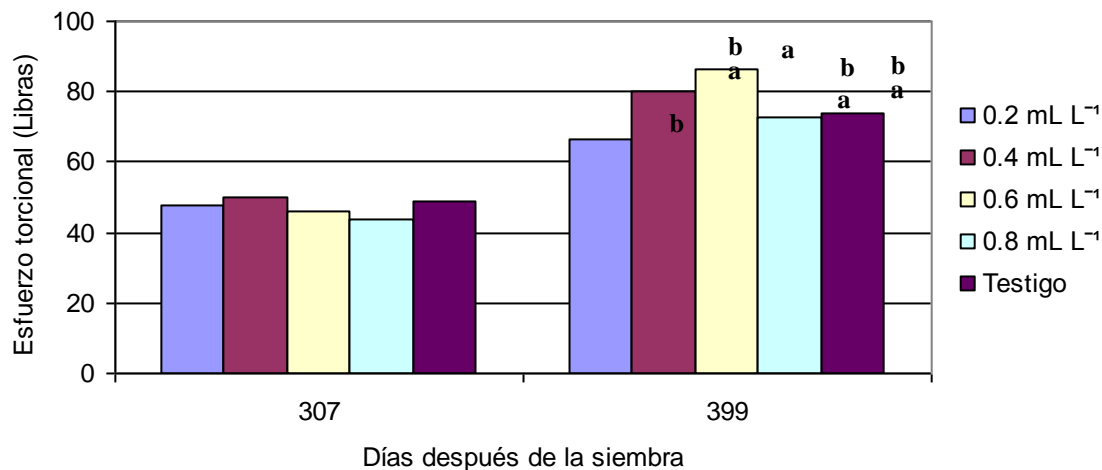


Figura 4. Medias de esfuerzo torcional en dos fechas en los 10 cm superiores del suelo bajo diferentes tratamientos de ácido fúlvico y el testigo. En el muestreo a los 399 DDS, medias con letras iguales no son estadísticamente diferentes. DEP-FAZ-UJED. 2005.

Modulo de ruptura

Esta variable también presentó la tendencia observada, en diferente grado, en el resto de las variables físicas medidas en el estudio, es decir, el nivel de ésta variable mejoró conforme la dosis de ácido fúlvico aumentó. Esto significa que el nivel del modulo de ruptura disminuyó conforme la dosis de AF aumentó. Los resultados anteriores indican un posible efecto de los ácidos fúlvicos sobre algunas características físicas del suelo. Esto coincide con lo reportado por Tan (1993) quien menciona el efecto positivo que las sustancias humicas ejercen sobre la aireación, permeabilidad y la capacidad de retención de humedad. Asimismo, las sustancias humicas forman parte de los agentes de unión que son importantes en los procesos dispersión-floculación y estabilidad de los suelos (Tisdall y Oades, 1982; Dexter, 1988, mencionado por Avalos, 2005).

Por otra parte, y de acuerdo a los resultados obtenidos en las variables físicas del suelo, en donde la tendencia general fue de mejorar su valor a medida que la dosis de ácido fúlvico (AF) aumentaba, se recomienda realizar mas trabajos de investigación sobre este

factor de la producción, pero con un gradiente de tratamientos mas amplio (mayor de 0.2 mL de AF L⁻¹), y aumentando el limite superior del rango de dosis de AF estudiado en el trabajo realizado por la FAZ-UJED (0.8 mL de AF por litro de agua de riego aplicado).

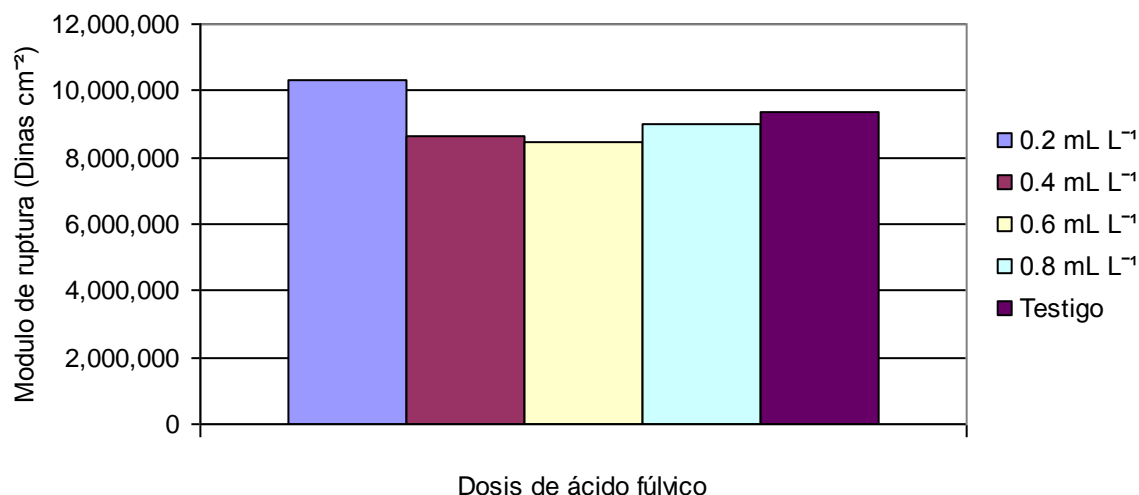


Figura 5. Medias de modulo de ruptura medido al final del experimento (403 DDS) en la profundidad de 0-15 cm del suelo bajo diferentes niveles de ácido fúlvico. DEP-FAZ-UJED. 2005.

El efecto de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) sobre las características físicas del suelo fue estudiado por López (2002) quien utilizó ambos tipos de sustancias en un suelo limo-arcilloso en dos experimentos, uno en laboratorio y otro en campo. Los ácidos húmicos y fúlvicos se extrajeron de composta y de leonardita. Las dosis manejadas en el laboratorio fueron de 0.1 y 0.2 mL L⁻¹ de agua de riego. Después de 90 días desde la aplicación se midió la relación de dispersión, la cual es la inversa de la estabilidad estructural de un suelo, dividiendo las partículas por tamaño: menor a un mm, entre uno y cuatro mm, y mayor a cuatro mm. Los ácidos fúlvicos de composta ejercieron un efecto significativo sobre la estabilidad de los agregados del suelo con partículas menores de un mm y entre un mm y cuatro mm, mientras que en partículas mayores a cuatro mm el efecto significativo lo ejercieron los ácidos húmicos de composta.

En lo que respecta al experimento de campo, se evaluaron dos dosis, 0.1 y 0.2 mL de sustancia orgánica por litro de agua de riego aplicada, midiéndose su efecto sobre la relación de dispersión, la porosidad y la densidad aparente y real del suelo. El mayor efecto sobre la relación de dispersión lo efectuó la dosis de 0.1 mL de AH de leonardita. En lo que respecta al efecto sobre la porosidad del suelo, no se presentó un efecto significativo por parte de los compuestos orgánicos. La densidad aparente (D_a) resultó mayor en la dosis de 0.2 mL de AF de leonardita, mientras que en la densidad real (D_r) dicho nivel se alcanzó con la misma dosis y producto pero del extraído de la composta.

El autor concluyó que la estabilidad estructural de los agregados de mayor diámetro en el experimento de laboratorio se debe a las sustancias húmicas, mientras que en los diámetros menores y en el suelo de campo, se debió a los componentes minerales del suelo, limo y arcilla principalmente, mas que a las sustancias orgánicas.

EFEECTO DEL ÁCIDOS HÚMICOS SOBRE EL RENDIMIENTO DE LA ALFALFA

En cuanto al efecto de los ácidos húmicos y fúlvicos sobre el rendimiento de la alfalfa, se realizaron dos trabajos de investigación por investigadores de la FAZ-UJED, uno con ácidos húmicos y otro con ácidos fúlvicos, de los cuales se presentan los resultados mas relevantes.

En lo que respecta a los ácidos fúlvicos (AF), estos corresponden al experimento donde se midieron las variables físicas del suelo, y cuyas características del experimento se mencionaron en los párrafos anteriores. Se evaluaron seis cortes donde el ácido fúlvico no afectó el rendimiento de materia seca en el cultivo de alfalfa en ninguno de los cortes evaluados, así como en el total acumulado (Figura 6 y 7). Numéricamente se observó una tendencia a incrementar el rendimiento en los dos tratamientos con las dosis de AF mas altas (0.6 y 0.8 mL L⁻¹), ya que a excepción del primer corte, el mayor rendimiento se presentó en uno de estos tratamientos. El tratamiento de 0.6 mL AF generó el rendimiento numéricamente mas alto en el tercer, quinto y sexto corte (3.703, 2.226 y 1.823 ton ha⁻¹, respectivamente), mientras que el tratamiento con mayor cantidad de AF (0.8 mL AF) generó el máximo rendimiento en los cortes segundo y cuarto (3.588 y 3.204 ton ha⁻¹, respectivamente).

El rendimiento total acumulado (Figura 7) presentó una tendencia de incrementarse a medida que la dosis de AF aumentaba, aunque es importante señalar que el rendimiento en el testigo fue muy parecido al mas alto con AF (19.19 ton ha⁻¹ para 0.6 mL L⁻¹ y 19.17 ton ha⁻¹ para el testigo).

En cuanto a la tendencia de incrementar la producción de materia seca al incrementarse la cantidad de AF aplicado al suelo, existen algunos antecedentes en varias especies vegetales en donde se ha observado una respuesta positiva en el desarrollo de la raíz, así como de la parte aérea de la planta al aplicarse sustancias humicas. Este efecto puede ser a través de varios mecanismos como mejorando las propiedades físicas del suelo (Tan, 1993) o reduciendo la concentración de algunos elementos tóxicos como el Aluminio (Ahmad y Tan, 1986).

El rendimiento de alfalfa disminuyó con el tiempo (Figura 6). Esto es un comportamiento normal y es debido a las características del clima en la Comarca Lagunera, el cual provoca que el nivel de esta variable alcance su máximo valor el los meses de Mayo, Junio y Julio, para luego disminuir paulatinamente hasta alcanzar su nivel mas bajo en los meses de Diciembre y Enero, y luego se incrementa nuevamente (INIFAP, 2000). El primer corte evaluado (184 DDS) presento las máximos valores de rendimiento con un rango de 4.67 ton ha⁻¹ (0.4 mL), a 5.613 ton ha⁻¹ (testigo); mientras que los menores valores se alcanzaron en el ultimo corte evaluado (330 DDS) en el cual se presentó un rango de valores de 1.678 ton ha⁻¹ (testigo), a 1.823 ton ha⁻¹ (0.6 mL). El tratamiento testigo (sin AF, solo con fertilización química) numéricamente, en cinco de los seis cortes, generó valores de rendimiento menores a los producidos con las dosis mayores de AF (0.6 y 0.8 mL AF).Lo mencionado en el párrafo anterior, aunado a la tendencia observada en cuanto al mayor rendimiento en los tratamientos de AF más altos, permite plantear una hipótesis para futuros trabajos de investigación en términos de que el ácido fúlvico podrían incrementar el rendimiento del cultivo de alfalfa en la Comarca Lagunera. Para esto se recomienda que la diferencia entre los tratamientos de AF sea mayor al del presente trabajo de investigación (0.2 mL), así como aumentar el límite superior del rango evaluado en el presente estudio (0.8 mL).

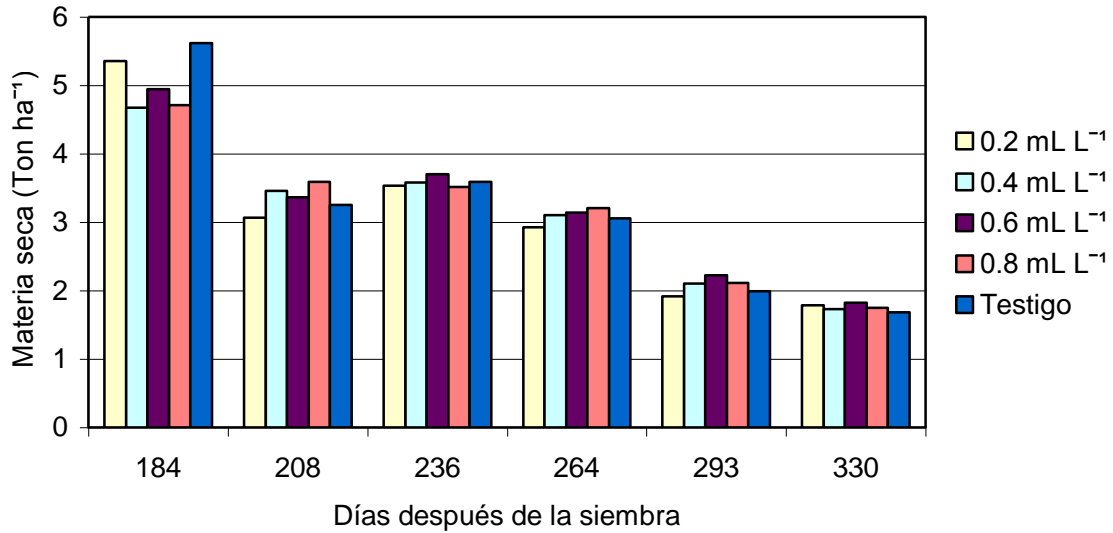


Figura 6. Rendimiento de materia seca en alfalfa en seis cortes bajo cuatro dosis de ácido fúlvico y el testigo. DEP-FAZ-UJED. 2005.

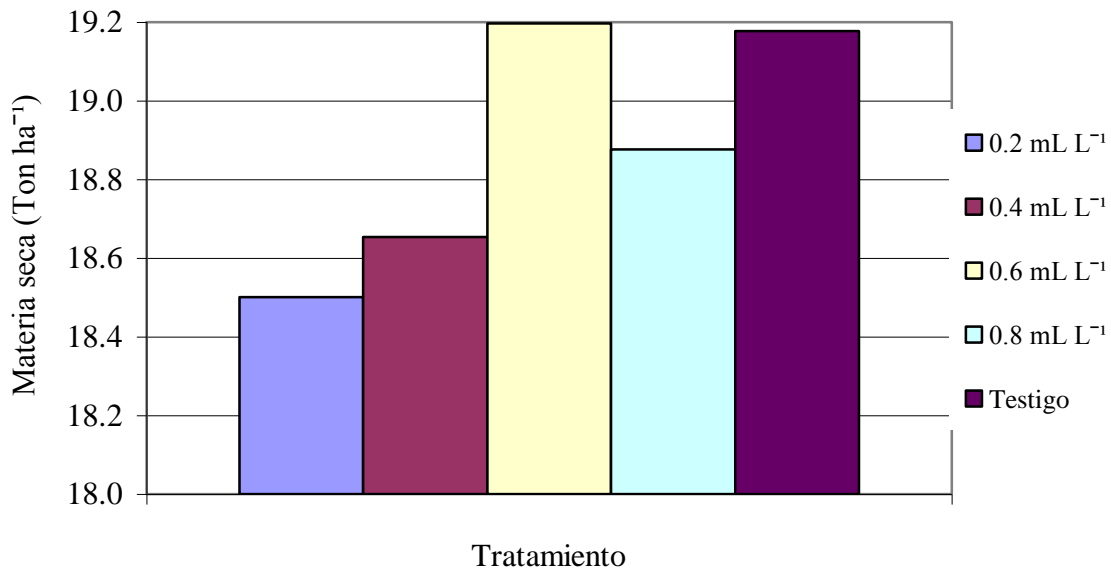


Figura 7. Total del rendimiento acumulado de materia seca en alfalfa bajo cuatro dosis de ácido fúlvico y el testigo al final del experimento. DEP-FAZ-UJED. 2005.

Índice de relación hoja/tallo

Este es una importante variable ya que indirectamente indica la calidad del forraje. Se midió en cinco cortes ocurriendo significancia estadística solamente en el primero de éstos a los 208 DDS (Figura 8) encontrándose como mejores tratamientos el de 0.4 mL y 0.6 mL, los cuales generaron relaciones hoja/tallo mayor a 1.0 (1.27 y 1.05, respectivamente). En los cortes a los 236, 264, 293 y 330 después de la siembra (DDS) no hubo significancia estadística, sin embargo, numéricamente se observó tendencia en los últimos tres cortes de una mayor relación hoja/tallo en los dos tratamientos con mayor cantidad de ácido fúlvico (0.6 y 0.8 mL de AF L⁻¹ de agua aplicada). En los tres cortes estos tratamientos produjeron valores iguales de relación hoja/tallo. En el tercer corte (264 DDS), numéricamente, estos tratamientos generaron la mayor relación hoja/tallo (1.02), mientras que el resto de los tratamientos resultaron con valores menores a 1.0. En el último corte (330 DDS), los tratamientos con 0.6 y 0.8 mL también generaron la relación hoja/tallo más alta (0.74), mientras que el de 0.2 mL presentó el valor más bajo (0.49). Este corte presentó los niveles más bajos de relación hoja/tallo, con un rango de 0.49 a 0.74. Por otro lado, en el primer corte se presentó el mayor rango de relación hoja/tallo (0.89 a 1.27) lo que indica que es el de mayor contenido proteico por el hecho de tener mayor proporción de hoja con respecto al tallo.

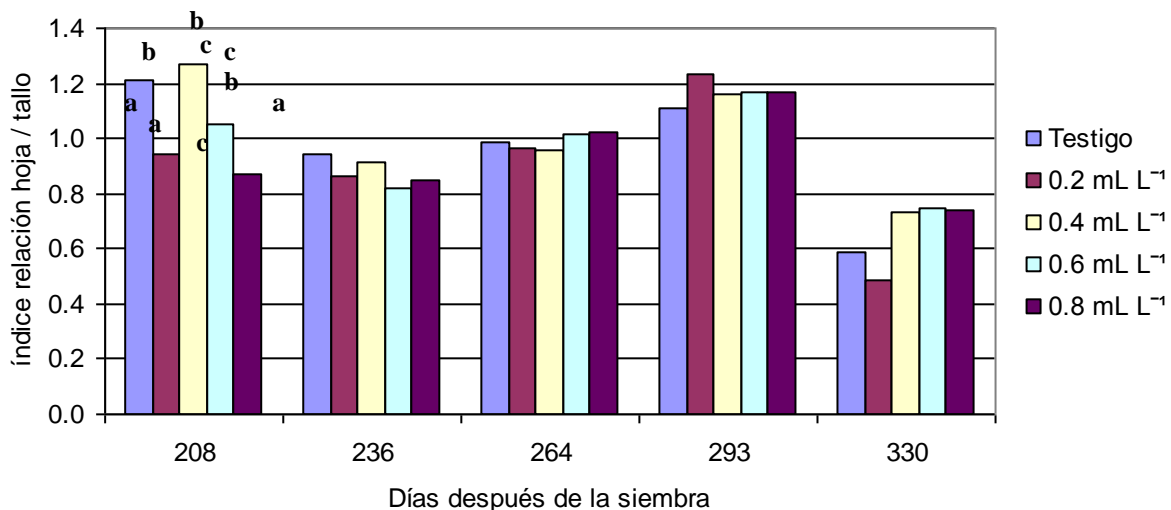


Figura 8. Índice relación hoja/tallo en alfalfa en los diferentes tratamientos de ácido fúlvico y el testigo en cinco fechas. DEP-FAZ-UJED. 2005.

En un experimento realizado en la pequeña propiedad Sta. Mónica, en el municipio de San Pedro, Coah., Delgado (2006) evaluó cuatro dosis de ácido húmico: 200, 300, 400 y 500 L ha⁻¹, los cuales se distribuyeron a través de los cortes realizados en un año. En este trabajo no se aplicó fertilizante químico a los tratamientos con ácido húmico (en el realizado en el 2005 si se aplicó). Se utilizó un control al que no se aplicó ni ácido húmico ni fertilizante químico, mientras que al testigo se le aplicaron el equivalente a 400 kg ha⁻¹ de fosfato monoamónico (MAP, 11-52-00 de N-P-K). Los resultados que se presentan a continuación corresponden al cuarto corte.

Se presentaron diferencias significativas entre algunas de las dosis de ácido húmico (AH) (Figura 9). El mejor tratamiento fue el de 400 L ha⁻¹ de ácido húmico, el cual generó un rendimiento de materia seca de 2928.9 kg ha⁻¹. El nivel de materia seca tendió a incrementarse cuando la cantidad de ácido húmico aumentó del volumen mas bajo evaluado (200 L ha⁻¹) hasta el segundo volumen mas alto (400 L ha⁻¹) para luego disminuir su valor en el tratamiento mas alto de ácido húmico.

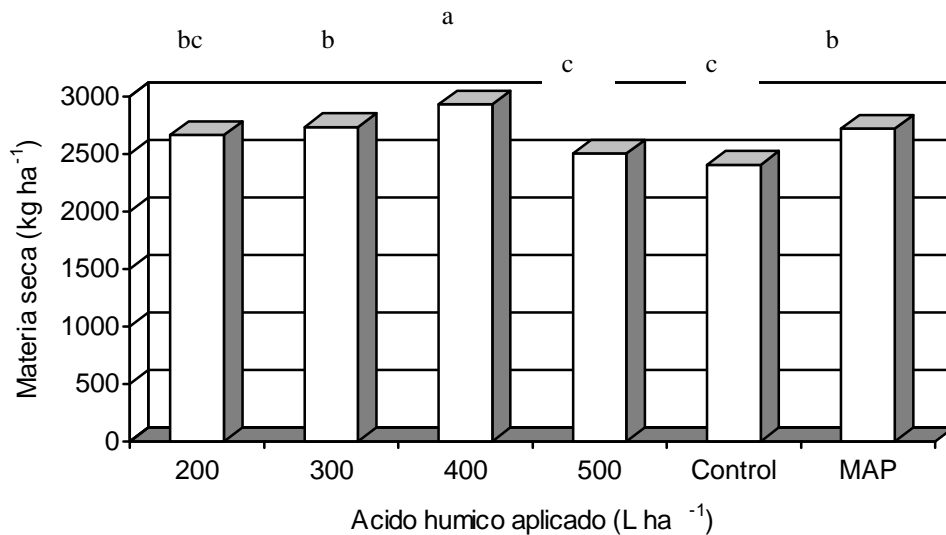


Figura 9. Rendimiento de materia seca en alfalfa bajo cuatro niveles de ácido humico. Control= sin aplicación de fertilizante ni ácido humico. MAP= fosfato monoamónico (400 kg ha⁻¹). Medias con al menos una letra igual no son estadísticamente diferentes. DEP-FAZ.UJED. 2000.

LITERATURA CITADA

Ahmad, A. And Tan, H. K. 1986. Effect of lime and organic matter on soybean seedlings grown in aluminum-toxic soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 656.661.

- Avalos M. A. 2005. Efecto de abonos orgánicos y labranza de conservación en características de suelo y planta en maíz forrajero (*Zea mays*). Tesis de doctorado. Universidad Juárez del Estado de Durango Facultad de Agricultura y Zootecnia División de Estudios de Posgrado, Venecia Dgo.
- Cepeda D. M. J. 2002. Química de suelos. Universidad Autónoma Antonio Narro, Segunda reimpresión, México. Editorial trillas.
- Delgado R. M. 2006. Calidad forrajera y rendimiento en alfalfa (*Medicago sativa* L.) bajo diferentes dosis de ácidos húmicos y riego por cintilla. Tesis de Maestría. DEP-FAZ-UJED.
- Salazar-S. E. , Cabral V. F. y Gallegos P. A. 2007. Some Physical Soil Properties as Affected by Fulvic Acids: A field study. International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems. Poitiers, Francia.
- Fortun, A., C. Fortun and C. Ortega. 1989. Effect of farmyard manure and its humic fractions on the aggregate stability of a sand-loam soil. *Journal of Soil Science*. 40: 293-298.
- Gallardo S. A. 2003. Los ácidos húmicos y su función agrícola. Suelos de Riego. Publicado por laboratorios Avi, Mex, S.A. de C.V.
- Huang, P. M. And M. Schnitzer. 1986. Interactions of soils minerals with natural organics and microbes. *Soil Sci. Soc. Am.*, Madison, WI.
- INIFAP, CIRNOC, CELALA. 2000. Producción y utilización de alfalfa en la zona norte de México. Libro Técnico N° 2. Primer Edición.
- Kononova M. M. 1982. Materia orgánica del suelo. Editorial OIKOS-TAU S. A. Barcelona.
- López C. R. 2002. Comportamiento de sustancias húmicas de diversos orígenes en la física de un suelo limo arcilloso y en la fisiología del tomate. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila.
- Piccolo, A. And J. S. C. Mbagwu. 1990. Effect of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular size of humic substances. *Plant and soil*, 123:23-37.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry Genesis, Composition, Reaction*. Second Edition. Wiley. U.S.A.
- Tan K. H. 1993. *Principles of soil chemistry*. Second Edition, Marcel Dekker, Inc. New York.
- Tisdall, J. M. and Oades, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141-163.
- Wallace, J. M. And Whitehand, C. 1980. Adverse synergistic effects between acetic, propionic and valeric acids on the growth of wheat seedling roots. *Soil Biol. Biochem.* 12: 445-446.

CAPÍTULO XIV

FERTILIZACIÓN INORGÁNICA-ORGÁNICA

José Dimas López Martínez¹, Cirilo Vazquez V.¹, Ricardo Valdez Cepeda² y Enrique Salazar Sosa¹

¹ Universidad Juárez del Estado de Durango, Facultad de Agricultura y Zootecnia, División de Estudios de Postgrado, Apartado Postal 142, CP 35000. Gómez Palacio, Durango, México. e-mail: jose_dimaslopez@hotmail.com

² Universidad Autónoma Chapingo. Centro Regional Universitario Centro Norte. Apartado Postal 196. CP 98001 Zacatecas, Zac., México.

SITUACIÓN ACTUAL DE LA FERTILIZACIÓN

Hoy en día se está olvidando el papel que juegan los fertilizantes en el desarrollo de la agricultura y, en cambio, se están alzando voces que sólo incitan a que se reduzca su consumo alegando su efecto contaminante que no tiene por qué producirse si se utilizan de forma adecuada. Se trata pues de acomodar las aportaciones de nutrientes químicos a las necesidades de las plantas y a los contenidos del suelo, de forma que el balance esté ajustado. Esta máxima es sobre la que tiene que asentarse la evolución del consumo.

Fertilizantes y medio ambiente

El inicio del movimiento medioambiental, hace 30 años, ha tenido profundo impacto en el mundo. Cada vez son más las personas que están preocupadas por las amenazas a la naturaleza, al medio ambiente, y por último, contra el hombre como consecuencia de las prácticas industriales y sociales.

Entre estas amenazas se incluyen la contaminación, la destrucción de hábitats, el agotamiento de los recursos minerales y biológicos, los posibles cambios en los patrones del tiempo ocasionados por la quema de los combustibles fósiles, el efecto invernadero, la destrucción de la capa de ozono y las posibles conexiones entre estos factores y el cáncer y otras enfermedades.

Tenemos serias razones para estar preocupados por el medio ambiente en nuestro planeta. El extraordinario crecimiento de la población mundial durante los últimos siglos (un crecimiento que continúa) y el aumento en el consumo per cápita, están ejerciendo una gran presión sobre los recursos y el medio ambiente en la mayoría de los casos, los efectos son locales, pero hay signos de que la totalidad del medio ambiente está cambiando debido a la acción del hombre.

La agricultura moderna es considerada por muchos como una de las principales contribuidoras a las enfermedades medioambientales actuales. La agricultura se considera una de las principales fuentes de contaminación (eutrofización de las aguas dulces y marinas, incremento de las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas y superficiales y residuales de pesticidas en el suelo, el agua y los alimentos).

Misión de la industria de fertilizantes: alimentar a la población.

La industria de los fertilizantes es a nivel mundial una gran industria en expansión. Su tarea fundamental es proporcionar a la agricultura nutrientes para plantas, de forma que las plantas puedan utilizarlos para desarrollarse (Tabla 3). La industria hace esto mediante la fijación del nitrógeno del aire para la producción de amoníaco, la explotación de roca fosfatada y su conversión a fosfatos solubles y potasa mineral.

Definición de fertilizante: Por fertilizante se entiende cualquier material orgánico o inorgánico, natural o sintético que suministra a las plantas uno o más de los elementos nutricionales necesarios para su normal crecimiento.

Lo anterior supone que la condición indispensable para que un material se considere como fertilizante es doble: de una parte, debe contener uno o más de los nutrientes esenciales para el desarrollo vegetal y, de otra, la sustancia en cuestión debe estar en capacidad de ceder estos elementos por su naturaleza y propiedades específicas a las plantas, es decir, debe contenerlos en estado aprovechable.

Expresión del contenido nutricional: En la actualidad, la mayoría de los países aceptan que los contenidos nutricionales de los abonos se expresan en términos de nitrógeno elemental (N), pentóxido de fósforo (P₂O₅) y óxido de potasio (K₂O). Los elementos secundarios y los microelementos se expresan usualmente en términos de base elemental; sin embargo, el calcio y el magnesio son expresados frecuentemente como óxidos.

1.4 Definición de algunos términos usuales

- a) **Grado** : El grado de un fertilizante se define como la relación del contenido nutricional expresado en porcentaje (peso), en el siguiente orden: N-P₂O₅ -K₂O. En consecuencia, el fertilizante cuyo grado es de 113-26-10 por ejemplo, contendría 13% de nitrógeno (N), 26% de fósforo (P₂O₅) y 10% de potasio (K₂O). En el caso de los fertilizantes compuesto, el grado se emplea usualmente para designar al respectivo producto. En nuestro medio, es muy común utilizar la denominación de fórmula en lugar de grado, pero estrictamente hablando ese término tiene otro significado.

Tabla 1. Factores de conversión de la expresión en base óxido a la expresión en base elemental y viceversa (IFDC 1979).

P ₂ O ₅	X 0,44	(0,4364) **	= P
P	X 2,29	(2,2914)	= P ₂ O ₅
K ₂ O	X 0,83	(0,8302)	= K
K	X 1,20	(1,0246)	= K ₂ O
CaO	X 0,71	(1,3992)	= CaO
MgO	X 0,60	(0,6030)	= Mg
Mg	X 1,66	(1,6582)	= MgO
SO ₄	X 0,33	(0,3333)	= S
S	X 3,00	(3,0000)	= SO ₄

- b) **fertilizante químico:** Es un producto manufacturado que contiene cantidades sustanciales de uno o más de los elementos esenciales primarios. El proceso de producción industrial suele involucrar reacciones químicas, pero también puede consistir simplemente en la refinación de las fuentes fertilizantes naturales. Tal es el caso del cloruro de potasio.

- c) **Fertilizante simple:** Se denomina así al abono que contiene solamente uno de los tres elementos esenciales primarios. Tal es el caso de la urea, el superfosfato triple o el cloruro de potasio.
- d) **Fertilizante compuesto:** Es el abono que contiene más de uno de los tres elementos esenciales primarios. Los fosfatos de amonio, por ejemplo, son fertilizantes compuestos ya que contienen fósforo y nitrógeno. Sin embargo, en algunos países estos fertilizantes se consideran erróneamente simples.
- e) **Fertilizante de mezcla física:** Es el fertilizante compuesto resultante de la simple mezcla física o mecánica de dos o más materiales, sin que medie reacción química alguna. Así por ejemplo, de la mezcla de fosfato diamónico y cloruro de potasio, en proporción 83,3% y 16,7%, respectivamente, resulta el fertilizante compuesto de grado 15-38-10.
- f) **Fertilizante complejo:** Se define como tal el abono compuesto resultante de la reacción química de ingredientes o materias primas. Normalmente, la producción de este tipo de abonos requiere de un montaje industrial relativamente complicado, de donde resulta la denominación de –complejo– que recibe el producto resultante. En esencia, el fertilizante complejo difiere del mezclado en que cada una de sus partículas presentará la misma composición de N, P₂O₅ y K₂O. Por contrario, la composición de una partícula es un fertilizante compuesto producido mediante mezcla física será la del ingrediente de la mezcla la cual pertenece. Esta característica tiene trascendencia en lo relativo a los efectos del fenómeno de segregación que se verán más adelante.

g) Estado físico

En general, los fertilizantes se utilizan en estado sólido, líquido o gaseoso. Este tratado considera los fertilizantes sólidos pero, aun en este estado debe tenerse en cuenta que existe más de una alternativa de presentación física. Así, el estado cristalino es común en algunos fertilizantes de origen natural; tal es el caso del cloruro de potasio, en tanto que los fertilizantes manufacturados o sintéticos pueden ser granulados o cristalinos.

- h) **fertilizante natural:** Es aquel producto fertilizante obtenido de depósitos o yacimientos minerales, el cual es comercializado después de ser sometido a un proceso de beneficio y empaque. La roca fosfórica y el cloruro de potasio constituyen ejemplos de fertilizante de origen natural.
- i) **Fertilizante sintético:** Es el abono manufacturado mediante un proceso industrial. Como ya se indicó, los fertilizantes complejos son sintéticos, al igual que una gran variedad de fertilizantes simples, como la urea, superfosfatos, nitrato de amonio, etc.

Una variedad del origen sintético es el de los subproductos. En efecto algunos materiales fertilizantes resultan de procesos industriales no encaminados a su obtención sino a la fabricación de otro producto. Los ejemplos más conocidos en esta categoría son el de las escorias thomas, que son subproductos de siderurgia, y el de sulfato de amonio, remanente del proceso de producción de la caprolactama.

- j) **Fertilizante granulado:** Material fertilizante en el cual las partículas están constituidas por gránulos de diámetro variable que oscilan generalmente entre 2 y 4 mm. En general, el término granular no implica un proceso específico para obtener la granulación, ya que esta puede lograrse mediante la agregación de partículas pequeñas, fraccionamiento y tamizado de fragmentos grandes y control del tamaño de cristal en los procesos de cristalización.
- k) **Fertilizante cristalino:** Es el abono cuyas partículas están constituidas por cristales de diferente tamaño y forma. El sulfato de amonio, nitrato de potasio y el cloruro de potasio constituyen ejemplos de fertilizantes cristalinos.
- l) **Fertilizante –prilled- o perlado :** Fertilizante cuya granulación de forma esférica se obtiene mediante la solidificación de gotas durante su caída en aire u otro medio fluido, tal es el caso de algunos tipos de urea. Las partículas resultantes son pequeñas y su diámetro oscila entre 1 y 2 mm.

ANÁLISIS DE FERTILIDAD

Los análisis deben realizarse cuando va iniciarse un cultivo ya que es de vital importancia analizar el suelo porque de esta manera sabremos que cantidad de nutrientes pueden ponerse en disponibilidad de la planta.

Los diferentes análisis:

- fertilidad
- extracto de pasta saturada
- foliares
- savia
- fertilizante
- agua
- solución nutritiva

Análisis de Fertilidad : Nos determina los elementos que potencialmente contiene el suelo.

Parámetros que se reportan en fertilidad

- % de materia orgánica
- pH 1:1
- C.E.
- K, Ca, Mg
- N-NO₃, P-P-4, S- SO₄
- Fe, Zn, Cu, Mn
- Textura

Análisis de Extracto Saturado : Nos determina los nutrientes que están disponibles para la planta

Este análisis nos permite tomar decisiones correctas e inmediatas para modificar la composición de la solución del suelo que tiene a su disposición la raíz.

Parámetros que se reportan en extracto de pasta saturada

- pH, RAS
- por ciento de saturación (%P:S)
- Na, K, Ca, Mg
- NO³, P-PO₄, SO₄
- Cl, CO₃, HCO₃
- Fe, Zn, Cu, Mn.

Análisis Foliar : Determina la concentración de nutrientes como savia elaborada, determinando de esta manera los elementos minerales que la planta ya acumuló en esta etapa.

Parámetros que se reportan en foliar

- Na, K,Ca, Mg
- N-NO₃, P-PO₄, S-SO₄
- Fe, Zn, cu, Mn, B

Análisis de Savia : Nos determina la cantidad de nutrientes que tiene a su disposición la planta en ese momento.

Parámetros que se reportan en savia

- pH, C.E.
- Na, K, Ca, Mg
- N-NO₃, P-PO₄, S-SO₄
- B, N-NH₄
- Fe, Zn, Cu, Mn.

Análisis de agua : Refleja la cantidad de aniones y cationes que aporta al cultivo cada vez que lo regamos.

En este análisis es de vital importancia ya que permite advertir los nutrientes que son aportados al momento del riego y que deben ser tomados en cuenta en la preparación de la solución nutritiva.

Solución nutritiva

En este análisis nos refleja la concentración de nutrientes que han sido aportados con los fertilizantes mezclados en el agua y con ello saber si aportó la cantidad de elementos minerales que deseábamos.

Parámetros que se reportan en el agua y solución

- PH, C.E. R.A.S., PSI
- Na, K, Ca, Mg
- N-NO₃, P-PO₄, S-SO₄
- Cl, CO₃, HCO₃
- Fe, Zn, Cu, Mn, B

Tabla 2. Tabla de interpretación para elementos solubles en el extracto de saturación de camas de saturación de camas de invernadero (CSTPA, 1980).

Clase					
Análisis	Baja	Aceptable	Optima	Alta	Muy alta
Sales solubles, dsm ⁻¹	0-0.75	0.75-2.0	2.0-3.5	3.5-5.0	+5.0
N-NO ₃ ppm	0-39	40-99	100-199	200-299	+300
P-PO ₄ ppm	0-2	3-5	6-10	11-18	+19
K, ppm	0-59	59-149	150-249	250-349	+350
Ca, ppm	0-79	80-199	+200		
Mg, ppm	0-29	30-69	+70		

Los rangos de concentración se han dividido en deficiente, bajo o marginal, adecuado o suficiente, alto y tóxico o excesivo. A continuación se define cada uno de ellos.

Deficiente: Es el rango de concentración, en la parte especificada, que se asocia con síntomas visibles de deficiencia en planta y con una severa reducción del crecimiento y la producción. Cada vez que se encuentren valores en este rango es preciso tomar medidas correctivas inmediatas.

Baja o marginal: Este es el rango de concentraciones, en la parte especificada que se asocia con una reducción del crecimiento o producción, pero en el cual la planta no muestra síntomas visibles de deficiencias. Cuando se observan niveles de este tipo es preciso efectuar algunos cambios en las prácticas de fertilización. Sin embargo, para cierto cultivos pudiera ser conveniente operar en este nivel, por ejemplo en el caso de las flores.

Adecuado o suficiente: Dentro de este rango de concentración, en la parte especificada, los cambios que ocurren no provocan aumentos o disminución del crecimiento o producción. Esta clase también se conoce como intermedia, normal o satisfactoria. Si los valores de un análisis de planta caen en esta clase no es necesario realizar ningún cambio en las prácticas de fertilización.

Alto: Esta clase representa el rango de concentración de la parte especificada comprendido entre los rangos adecuados y tóxicos o excesivo. En algunos cultivos esta clase puede definirse objetivamente por su asociación con una tendencia hacia la producción de calidad y vigor indeseables. El uso de fertilizantes en las plantas que muestren concentraciones nutrimentales en este rango debe reducirse o suspenderse hasta que éstas caigan en el rango adecuado o suficiente.

Tóxico o excesivo: la presencia de concentraciones tóxicas de un nutriente, en la parte especificada, se asocian generalmente con síntomas de toxicidad y algunas veces con reducción y casi siempre con reducción de calidad y vigor excesivo. Cuando se encuentran valores en este rango, es preciso tomar medidas correctivas inmediatas.

LA NUTRICIÓN DE LAS PLANTAS

Las plantas, para su desarrollo, toman del ambiente que los rodea atmósfera, agua y suelo los elementos necesarios e indispensables para la construcción de sus tejidos. El análisis de la materia seca los vegetales muestra la presencia de 16 constituyentes denominados “indispensables” de los nueve son los “macronutrientes” o “plásticos”, por ser los responsables de la formación de los tejidos de los que representan el 99% de su masa y siete oligoelementos, presentes por el contrario en cantidades muy pequeñas en los tejidos.

La planta encuentra en la atmósfera, bajo forma de anhídrido carbónico (CO₂), carbono y oxígeno que mediante el proceso clorofílico pasan a formar parte de glúcidos. Del mismo modo, la planta puede obtener bajo forma de SO₂ al menos una parte del azufre que precisa.

También el agua del suelo, además de desempeñar múltiples papeles en la compleja fisiología vegetal, proporciona directamente a la planta oxígeno e hidrógeno.

ELEMENTOS REQUERIDOS EN NUTRICIÓN DE PLANTAS

Elemento: son iones que las plantas extraen de su medio, principalmente por las raíces y eventualmente vía foliar, estos elementos que utiliza la planta para sus distintas funciones vitales constituyen los nutrimentos.

MACRONUTRIMENTOS

nitrógeno

fósforo

potasio

calcio

magnesio

azufre

MICRONUTRIMENTOS

hierro

cloro

cobre

fierro

manganeso

zinc

molibdeno

ABONOS ORGÁNICOS

Una práctica antigua, el composteo es mencionado en la Biblia y es debida a Marcus Cato, un granjero y científico quien vivió en el año 2000 en Roma. Cato vio la composta como la esencia para mantener fértiles y productivas las tierras agrícolas. El afirmó que todo alimento y desecho animal debe ser composteado antes de ser agregado al suelo. Por el siglo 19 en América, la mayoría de los granjeros y escritores agrícolas conocieron acerca del composteo.

Hoy, hay varias razones de porque el composteo permanece como una práctica invaluable, los desechos de alimento y campo presentan aproximadamente un 30% de la corriente de desechos en los Estados Unidos.

El composteo de la mayoría de estos desechos reduciría la cantidad de desechos sólidos municipales reduciéndose por casi un cuarto de almacenaje, mientras que al mismo tiempo provee un rico nutriente al corregir el suelo.

ANTECEDENTES : Una de las primeras referencias del uso del compost en la agricultura aparece en un conjunto de tablillas de arcilla del Imperio de los Arcediano en el Valle de la Mesopotamia 1000 años antes de Moisés. Los Romanos conocían acerca del Compost, los griegos y las tribus de Israel ambos tuvieron una palabra para eso. Hay referencias de esto en la Biblia y el Talmud.

¿COMO PRODUCIR UN COMPOST?: Las composteras deben estar en contacto directo con la tierra, sin fondo y al aire libre, nunca enterradas en la tierra. Deben mantener humedad permanente, por lo que conviene que estén debajo de un árbol o un sitio sombrío.

¿QUE RESIDUOS SE EMPLEAN PARA PRODUCIR UN COMPOST?: Se dividen en materias verdes (contenido de nitrógeno) y materias cafés (poco nitrógeno):

- En los verdes: restos de frutas y comidas, recortes de pasto, servilletas de papel, hojas.
- En los cafés: ramas secas, troncos muy delgados.
- Jamás usar: carnes, cuescos, corontas de choclos, leños duros, malezas con semillas, vidrios, plásticos o latas

PRODUCCIÓN DEL COMPOST (Manejo de residuos)

- Lo primero es adquirir la buena costumbre de separar la basura, teniendo dos o mas bolsas: una para los residuos que servirán para el compost y otras para tarros, vidrios, plásticos, etc.
- Voltear los desechos en la compostera mezclado con cortes de pasto
- Verificar la humedad (los restos de la cocina contienen alto contenido de agua)
- El compost nunca se aplasta
- Se va relleno sin apretar, ni dándole vueltas
- Cuando está listo, baja solo hasta como la mitad del cajón especial
- En verano demora unos dos meses en hacerse; en invierno, alrededor de seis
- En la parte inferior se encuentra un material oscuro, con buen olor y abundantes organismos vivos: esto es el compost
- Una vez listo, se cosecha y se arrea para detectar posibles restos de material no degradable

¿COMO SE EMPLEA EL COMPOST? Se usa directamente sobre la tierra, en capas de 2 a 3 cm, revolviendo superficialmente con un rastrillo. También es beneficioso en el cultivo de almácigos y macetas.

BENEFICIOS DEL USO DEL COMPOST: En primavera y verano el suelo se mantiene con mas humedad promoviendo la producción de raíces

- En invierno el suelo se mantiene mas caliente que el expuesto a la intemperie
- Adiciona humus
- Aumenta también la presencia de lombrices, las cuales a su vez degradan la materia orgánica y dan mayor aeración al suelo.
- Incrementa la capacidad de intercambio catiónico
- Opera como buffer impidiendo los cambios bruscos de pH
- Mejora la estructura del suelo
- Recientemente se han atribuido algunas propiedades supresoras de infecciones causadas por algunos hongos como *Fusarium sp*, *Rhizoctonia sp*, y *Pythium sp*.

VENTAJAS DE COMPOSTEO : Remoción en muy alto porcentaje de microorganismos patógenos

- Reducción de metales pesados
- Reducción de algunos compuestos orgánicos de tipo organoclorado

- Reducción en muy alto porcentaje de residuos sólidos
- Menos áreas destinadas a rellenos sanitarios

BAÑO SECO: No más desperdicio de grandes cantidades de agua limpia – contaminación de ríos, lagos y barrancas – elevados costos de instalación y mantenimiento – propagación de enfermedades gastrointestinales, etc.

El baño seco es un sistema respetuoso del ambiente, de nuestros vecinos y de nosotros mismos, ya que no utiliza agua, no contamina el medio ambiente, no propicia la aparición de insectos (moscas, mosquitos, etc.), ni de malos olores, evita la propagación de enfermedades, se adapta a cualquier hogar: puede ser tan modesto o tan lujoso como se desee, pero siempre es un baño limpio y seguro.

PRINCIPIO BÁSICO DEL BAÑO SECO: El excremento y la orina juntos, originan una descomposición, que produce mal olor, atrae mosca, produce enfermedades y contamina el ambiente. En el baño seco puede separar la orina del excremento, juntándola en un recipiente o se manda al suelo mediante un pozo de absorción (la orina almacenada, se baja con 4 partes de agua y se usa de abono en las plantas). El excremento cae directamente en una de dos cámaras. El excremento cuando se llena a sus 2/3 partes una cámara, se sella ésta y se deja en reposo de 12 a 16 meses, completamente sellada y evitando que alguna humedad por pequeña que puede ser utilizado por plantas, flores y árboles, lo que no es recomendable es usarlo para abandonar hortalizas, pues tendría que hacerse un examen que mostrará que esta libre de patógenos, por eso **ES RECOMENDABLE NO USARLOS EN HORTALIZAS.**

Que es el Té de Composta: El té de composta es en términos simples, un extracto acuoso de composta. Es conocido por diferentes nombre tales como té de estiércol y extracto de composta. Típicamente la composta es el principal ingrediente para esta solución; sin embargo algunos tes son extractos simples de material vegetal. Los ingredientes adicionales tales como la melaza y el polvo de roca son entonces agregados como alimento para los microbios en el té y para proporcionar nutrientes al cultivo.

Muchos productores tienen su secreto especial para el ingrediente clave. Nuevas recetas son actualmente probadas en diferentes áreas con el fin de llevar a cabo el mejor producto de plantas y disminuir las enfermedades.

Por qué usar Té de Composta: Los pesticidas a base de químicos, herbicidas y algunos fertilizantes matan un amplio rango de microorganismos benéficos que fomentan el crecimiento de la planta, mientras que el té aumenta la vida en el suelo y en la superficie de la planta. Con el tiempo y el uso continuo, la composta y el té, definen la calidad de producir en la superficie del suelo y en la planta los microorganismos benéficos, en vez de degradarlos.

Algunos beneficios del uso del té de composta incluye:

- La disminución de enfermedades.
- Proporciona nutrimentos para las plantas y es fuente de alimento para los microorganismos.
- La inoculación de organismos en el suelo o en la superficie de las hojas la cual vuelve a incrementar la retención de nutrimentos, aumenta el ciclo de nutrimentos en las formas disponibles para la planta y acelera la descomposición de material vegetal y las toxinas.
- Incrementa la calidad nutricional de la planta.
- Reduce la exposición del trabajador a los daños químicos potenciales.
- Reduce los impactos negativos de los pesticidas a base de químicos, herbicidas y fertilizantes en microorganismos en el ecosistema
- Reduce los costos por insumos químicos
- Permite el reuso de los restos de cosecha y la composta en la granja .
- Reduce los requerimientos de espacios rehabilitados y
- Proporciona el crecimiento de la planta.

No todos de estos beneficios pueden ser observados en cada caso de aplicación del té, por que no todos los tes son de calidad uniforme. En la siguiente sección, discutiremos varios de los factores que afectan la calidad del té de composta.

La temperatura deberá exceder a 135 °F, por lo menos tres días aunque las más altas temperaturas por 8 a 15 días son seguras. La temperatura deberá, sin embargo, no exceder de 150 a 155 °F y el nivel de oxígeno no deberá caer debajo del 8 al 12 % durante este tiempo.

Si la composta adquiere demasiado calor, no dejes que obtenga más calor porque de lo contrario llega a ser anaerobia y tu riesgo es producir un té pobre en nutrientes.

Tiempo de preparación: El tiempo más largo de preparación , “el tiempo que la composta permanece suspendida en el agua o el té de solución” la más grande cantidad de material soluble extraído de la composta. Más material soluble en el té contiene más fuente de alimento para el crecimiento de las bacterias benéficas y los hongos, y más nutrientes que pueden ser disponibles potencialmente para las plantas. Si el té es bien mezclado y bien aireado tal como ocurre en la preparación de los microorganismos o a través de un sistema con muchos espacios de aire, el máximo crecimiento de organismos y la extracción de nutrientes solubles ocurren de 18 a 24 hr. ***Pero si esto es posible obtener un mejor té, la más larga preparación puede producir demasiado alimento para la bacteria la cual puede dirigir a un agotamiento de oxígeno y a las condiciones anaeróbicas.

LITERATURA CITADA

- Elad, Y., and Shtienberg. 1994. Effect of compost water extracts on grey mould (*Botrytis cinerea*). *Crop Protection*. Vol. 13, No. 2. p. 109-114.
- Kai, Hideaki, Tohru Ueda, and Masahiro Sakaguchi. 1990. Antimicrobial activity of bark-compost extracts. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 22, No. 7 p. 983-986.
- Kuc, Joseph, and Norman E. Strobel. 1992. Induced resistance using pathogens and nonpathogens. p. 259-301. In: E.S. Tjamos, G.C Papavizas, and R.J. Cook (ed.) *Biological Control of Plant Diseases: Progress and Challenges for the Future*. NATO ASI Series No. 230. Plenum Press, New York, NY.
- Romero, F. E. 1988. Invernaderos para producción de hortalizas y flores. Secretaria de Agricultura y Recurso Hidráulicos. Instituto nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación-Agua-Suelo-Planta-Atmósfera. Folleto técnico No. 2. Gómez, Palacio, Dgo. Méx.

- Trankner, Anreas. 1992. Use of agricultural and municipal organic wastes to develop suppressiveness to plant pathogens. p. 35-42. In: E.C. Tjamos, G.C. Papavizas, and R.J. Cook (ed.) Biological Control of Plant Diseases: Progress and Challenges for the Future. NATO ASI Series No. 230. Plenum Press, New York, NY.
- Rodríguez P. M. 1967. Efecto de las adiciones de estiércol vacuno sobre algunas propiedades físicas del suelo en la cuenca del Valle de México.. tesis M. C., C.P.E. N. A, Chapingo, Méx.
- Welztein, H.C., et al. 1986. Control of Downy Mildew, *Plasmopara viticola* (de Bary) Berlese et de Toni, on grapevine leaves through water extracts from composted organic wastes. Journal of Phytopathology. Vol. 116. p. 186-188.
- Welztein, H.C. 1988. The effects of compost extracts on plant health. p. 551-552. In: Patricia Allen and Debra Van Dusen (ed.) Global Perspectives on Agroecology and Sustainable Agricultural Systems (Proceedings of the Sixth International Conference of IFOAM). Agroecology Program, University of California-Santa Cruz.
- Welztein, H.C. 1989. Some affects of composted materials on plant health. Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol 27. p. 439-446.
- Welztein, H.C. 1990. The use of composted materials for leaf disease suppression in field crops. P. 115-120. In: Crop Protection in Organic and Low-Input Agriculture. BCPC Monographs No. 45, British Crop Protection Council, Farham, Surrey, England.
- Welztein, H.C. 1991. Biocontrol of foliar fungal diseases with compost extracts. P. 430-450. In: Jhon H. Anrews and Susan S. Hirano (ed.) Microbial Ecology of Leaves. Springer-Verlag, New York, NY.
- Zavaleta P. M. 1976. Estudio para obtención de composta a partir de desechos sólidos de Santa Cruz Meyehualco. Tesis Profesional. I.P.N. México, D. F

CAPITULO XV

LA LABRANZA MÍNIMA Y SU IMPACTO EN EL AHORRO DE AGUA Y EN LA INCORPORACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA AL SUELO EN EL CULTIVO DE NOGAL PECANERO.

Guillermo González Cervantes¹, Ignacio Orona Castillo², Eduardo Chávez Ramírez¹

1. CENID-RASPA-INIFAP

1. División de Estudios de Posgrado- FAZ-U.J.E.D. fazujed@yahoo.com

INTRODUCCIÓN

La producción mundial de nuez pecanera (*Carya illinoensis Koch*) se estima en alrededor de 210 mil toneladas anuales. Los principales productores son Estados Unidos (72 %) y México (25 %). Otros productores a baja escala son Australia, Sudáfrica, Israel, Brasil, Argentina, Perú y Egipto, (Puente *et al.*, 2002).

De acuerdo a SAGARPA (2004), la producción de nuez bajo sistemas de riego en México pasó de 19.9, 37.8 y 68.9 mil toneladas en los años 1980, 1990 y 2003, respectivamente. Los rendimientos variaron de 0.77, 1.15 y 1.47 ton ha⁻¹ y la superficie cosechada fue de 25,647, 32,749 y 46,909 ha. Es decir, la producción ha crecido ligeramente más por incremento en la producción por unidad de superficie que por superficie cosechada, pues mientras los rendimientos crecieron 89.5 por ciento, la superficie lo hizo con 82.9. Lo que significa que ha habido una mejora en el manejo del cultivo atribuible a la introducción de variedades nuevas, mayor edad alcanzada por los huertos y mejor manejo fitosanitario del cultivo.

Para el período 1999-2003 los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango y Sonora, localizados en el norte del país concentraron el 97.8 por ciento de la superficie cosechada, y el 95.7 de la producción nacional,

La superficie que se cosechó de nogal en la Comarca Lagunera durante el año 2004 fue de 6,228 ha, correspondiendo el 46 por ciento a los municipios que conforman el estado de Durango y el 54 restante a los municipios de Coahuila. En términos del tipo de tenencia, para el año 2003 el sector ejidal participó con el 32 por ciento y la pequeña propiedad con el 68. La superficie ocupada por cultivo presentó un incremento del 64.8 por ciento en el período 1990-2004, habiendo pasado de 3,779 a 6,228 ha, (Cuadro 1).

Cuadro 1. Evolución del cultivo de nogal en la Comarca Lagunera.

Ciclo	Bombeo (ha)	Gravedad (ha)	Total (ha)	Producción (t ha ⁻¹)
1990	3,189	590	3,779	4,430
1991	2,907	904	3,811	4,365
1992	3,207	781	3,988	4,759
1993	2,785	987	3,772	3,377
1994	3,019	1,225	4,244	4,378
1995	3,058	1,327	4,385	3,145
1996	3,146	1,328	4,474	4,544
1997	3,187	1,370	4,557	4,694
1998	3,051	1,478	4,529	5,205
1999	4,011	2,364	6,375	4,065
2000	3,397	1,620	5,017	6,089
2001	3,236	1,890	5,126	5,527
2002	3,264	2,642	5,906	6,230
2003	3,039	2,495	5,534	7,600
2004	3,707	2,521	6,228	7,951

Fuente: SAGARPA (1990-2004).

Dada la importancia económica del nogal pecanero en el país y en virtud de que el 95 por ciento de la superficie del cultivo está bajo condiciones de riego, el agua juega un papel importante.

Aún cuando los sistemas de riego para la producción de nuez en México se han venido mejorando tecnológicamente, existe la cultura de utilizar maquinaria pesada en las prácticas realizadas

al cultivo. Esto ha traído como consecuencia elevados costos de producción y problemas de compactación del suelo que dificultan y, en casos extremos, impiden el proceso de infiltración del agua al sistema radical del árbol, llegando a ocasionar disminución de rendimientos y un uso deficiente del agua de riego.

Ante esta problemática, la labranza mínima (Figura 1) representa una alternativa de manejar el suelo y permite la acumulación en el contenido de materia orgánica y por ende el ahorro de agua y la disminución de los costos de producción. Esta práctica consiste en dejar de utilizar la rastra como maquinaria para preparar el suelo para el riego y dejar crecer la cubierta vegetal. Esto permite recuperar la estructura del suelo y elevar el contenido de la materia orgánica a valores superiores al tres por ciento, pero lo más importante es el incremento en el tamaño de los poros y una distribución más homogénea de estos en el perfil del suelo (González *et al*, 2004).



Figura 1. Labranza mínima

Los diferentes sistemas de labranza surgen como apoyo para una agricultura cada vez más mecanizada e intensiva (Figura 2) para la producción de frutales y de forrajes a partir de los años 50's (Chancellor, 1991). Estas operaciones mecánicas y de tráfico continuo de vehículos en el suelo han conducido a la degradación ya que modifican la estructura de las capas superficiales creando diferentes estados de agregación en el suelo cada vez más compactos, los cuales pueden describirse y cuantificarse a partir de la determinación de la abundancia y distribución del espacio poroso.



Figura 2. Labranza intensiva.

Los espacios vacíos del suelo juegan un papel determinante en el movimiento del agua, donde la cantidad de agua que se infiltra está condicionada por las características de estos vacíos. En su movimiento descendente, el agua se redistribuye por los espacios vacíos (porosidad); de ahí que la cantidad, organización y características de los espacios condicionen el transporte y retención del agua y nutrimentos, para posteriormente ser aprovechados por el sistema radical de los nogales y/o continuar su movimiento descendente por debajo de la zona radical del cultivo y alimentar a los mantos acuíferos.

Un parámetro hidrodinámico como la conductividad hidráulica a saturación que indica el flujo máximo de agua permisible por el suelo, depende en gran medida de la abundancia, forma y distribución espacial de los vacíos existentes en el suelo. La descripción de estos espacios considerando sólo su volumen total (Hallaire et Cointepas., 1993) generalmente no es suficiente para explicar el movimiento del agua en el suelo. La caracterización del espacio poroso se puede describir y cuantificar a partir de dos criterios: tamaño y forma de los poros y sus variaciones en el perfil (González *et al* 2004). Esto puede realizarse a través de técnicas avanzadas como el análisis de imagen, procedimiento que cuenta con un importante desarrollo en el estudio de la porosidad de los suelos (Bouma *et al.*, 1979; Stengel, 1979; German y Beven, 1981; Bullock y Mc Keague, 1984; Bruand, 1986; Curmi, 1988; Grimaldi y Boulet, 1990; Hallaire, 1997., Hallaire *et al.*, 1997; González, 2002).

Por la relevancia que tiene el manejo sustentable de los recursos agua y suelo y la importancia económica que representa la producción de nuez pecanera en la región y en el país, se considera relevante publicarse este trabajo con el fin de difundir la tecnología y su impacto en la formación de poros de mayor tamaño en el suelo y por ende en el aprovechamiento y ahorro de agua y disminución de los costos de producción.

MATERIALES Y MÉTODOS

La región de estudio en su ambiente natural.

La Comarca Lagunera se localiza en el altiplano central al norte de México cuya altitud promedio es de 1,100 metros sobre el nivel del mar y está limitado al oeste por la Sierra Madre Occidental, donde la altitud varía de 2,000 a 3,200 metros, y al este por la Sierra Madre Oriental, con un altitud que varía de 1,800 a 2,500 metros (Figura 3).

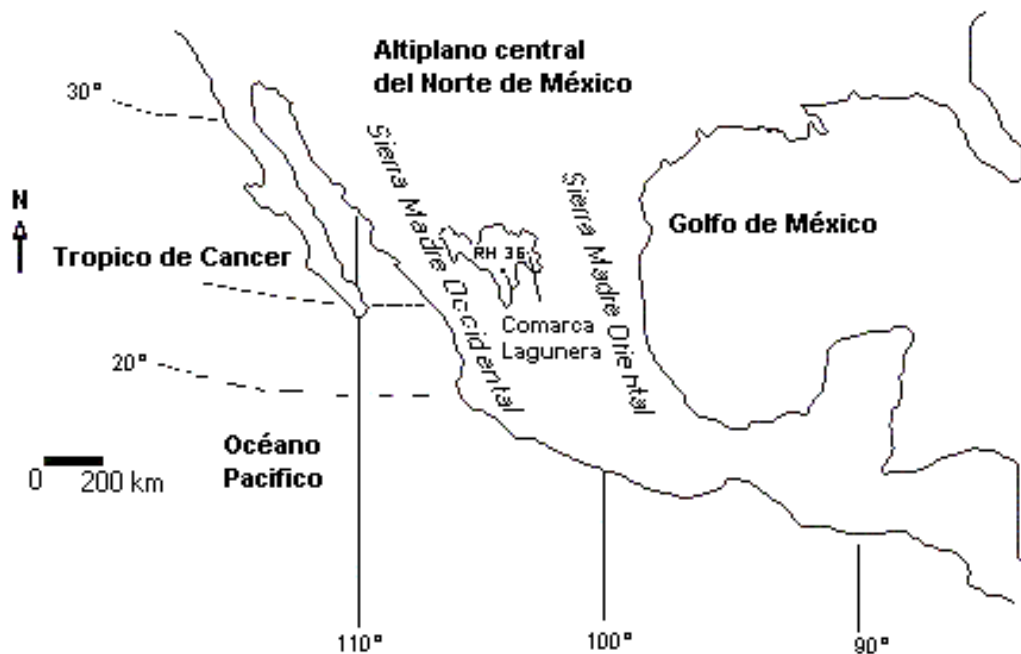


Figura 3. Ubicación geográfica de la Comarca Lagunera.

El clima

Las barreras orográficas determinan el clima árido y semiárido que predomina en la Región Hidrológica 36 (RH36) y en particular la Comarca Lagunera, que constituye la parte baja de esta región.

Decroix *et al.* (1997) diferenciaron tres subregiones pluviométricas para la cuenca del Nazas perteneciente a la RH 36:

a) Parte alta (donde se ubica y abastece de agua la Presa Lázaro Cárdenas), con lluvia promedio anual superior a los 500 mm, clasificada como una zona subhúmeda de producción y almacenamiento de agua de lluvia en la presa, con una superficie muy reducida del cultivo de nogal (1.3 %).

b) Parte media (ubicación de la Presa Francisco Zarco), con precipitación promedio anual de 300 a 500 mm, considerada como una zona semi-árida de almacenamiento, conducción y aprovechamiento de agua hacia la parte baja de la cuenca donde se ubica el 21.3 por ciento de la superficie sembrada de nogal.

c) Parte baja, formada por los lechos de las otrora Lagunas de Mayrán y Viesca, así como el Bolsón de Mapimí, donde la precipitación promedio anual es inferior a los 300 mm; se clasifica como zona árida con consumo de agua proveniente de las partes alta y media de la cuenca y de la extracción de pozos profundos, ya que la evaporación potencial medida en el tanque evaporímetro tipo A es del orden de 2,100 milímetros anuales y la evapotranspiración real es de 1700 a 1800 milímetros para el cultivo de alfalfa. Este desbalance hídrico entre precipitación y evaporación obliga la extracción de agua de pozos profundos con el objetivo de proporcionar al nogal y a la agricultura en general el requerimiento hídrico necesario para su producción comercial. Por ello, la importancia de generar prácticas de manejo que conlleven a un mejor uso y manejo del agua de riego. En esta parte se concentra el 77.4 por ciento de la superficie sembrada con nogal.

Manejo del suelo y agua en huertos de nogal de la región

Los productores de nuez en su mayoría han optado por el uso intensivo de la maquinaria para preparar el suelo al riego con la finalidad de incrementar la infiltración hacia las capas subsuperficiales, este uso de la maquinaria consiste en rastrear, y levantar bordos, con una frecuencia de al menos 20 veces por año (Cuadro 3), lo anterior se realiza sin considerar el impacto que esto puede ocasionar en la estructura del suelo al disminuir los espacios vacíos e incrementar la compactación del suelo lo que dificulta el manejo sustentable de los recursos naturales agua y suelo.

Una manera de estimar el impacto de la labranza en el suelo es por medio de los cambios en sus propiedades físicas en el mediano y largo plazo (Sustaita *et al.*, 1999) y en el efecto que esto puede ocasionar al movimiento y aprovechamiento del agua.

De ahí la importancia de estudiar el comportamiento del suelo y el agua bajo diferentes escenarios de manejo e identificar el más adecuado para mejor aprovechamiento de ambos recursos; por lo anterior, se realizó un recorrido por las diferentes huertas de la Comarca Lagunera correspondientes a las partes alta, media y baja de la cuenca del Nazas. En el Cuadro 3 se muestran ejemplos representativos de los sistemas de manejo más comunes en las huertas de nogal.

Cuadro 3. Prácticas más comunes en las huertas de nogal pecanero de la Comarca Lagunera.

Sistema de labranza	Implemento utilizado	frecuencia por año	Incorporación de materia orgánica (ton ha ⁻¹)
Intensivo (50 años)	Discos	20	0
Intensivo (30 años)	Discos	18	20
Intensivo (20 años)	Discos	14	0
Labranza mínima	Ninguno	0	0

La labranza intensiva es un manejo del suelo que se refiere a la utilización de implementos agrícolas, principalmente la rastra y bordeadora durante el ciclo del cultivo, con una frecuencia de al menos 20 veces por año (Figura 4). El objetivo principal es evitar el crecimiento de la maleza y preparar el suelo al riego.



Figura 4. Sistema de labranza intensiva.

Una variante de la labranza intensiva es a través de la incorporación de materia orgánica al suelo de manera constante, representado por la aplicación de estiércol bovino a razón de 20 toneladas por hectárea por año (Figura 5).



Figura 5. Labranza intensiva con incorporación de materia orgánica.

Otra manera de manejar el suelo, pero la menos utilizada por los productores (5%), es la labranza mínima (Figura 6), la cual consiste en dejar de utilizar la rastra y bordeadora como implementos para preparar el suelo al riego, pero sobre todo dejar crecer la vegetación natural o bien inducida, con la finalidad de recuperar la estructura del suelo a través de la raíz y realizar cortes al follaje depositado en la superficie del suelo para generar un amortiguador entre el suelo y el tráfico de vehículos, así como incrementar y sostener la tasa de materia orgánica a niveles importantes (> 3 %).



Figura 6. Sistema de labranza mínima.

Posterior al recorrido realizado en la cuenca del Nazas, se establecieron sitios experimentales en huertos con diferente manejo o sistema de labranza para determinar el impacto del tráfico y uso de implementos pesados en las propiedades físicas del suelo, principalmente en la porosidad y en la permeabilidad.

RESULTADOS

Distribución de la porosidad

Una propiedad física relevante del suelo que describe el movimiento del agua es la porosidad o espacios vacíos, los cuales se clasifican en poros grandes, medianos y pequeños. En la Figura 7, se presenta el perfil de porosidad del suelo sometido a diferentes sistemas de manejo en los huertos nogaleros;

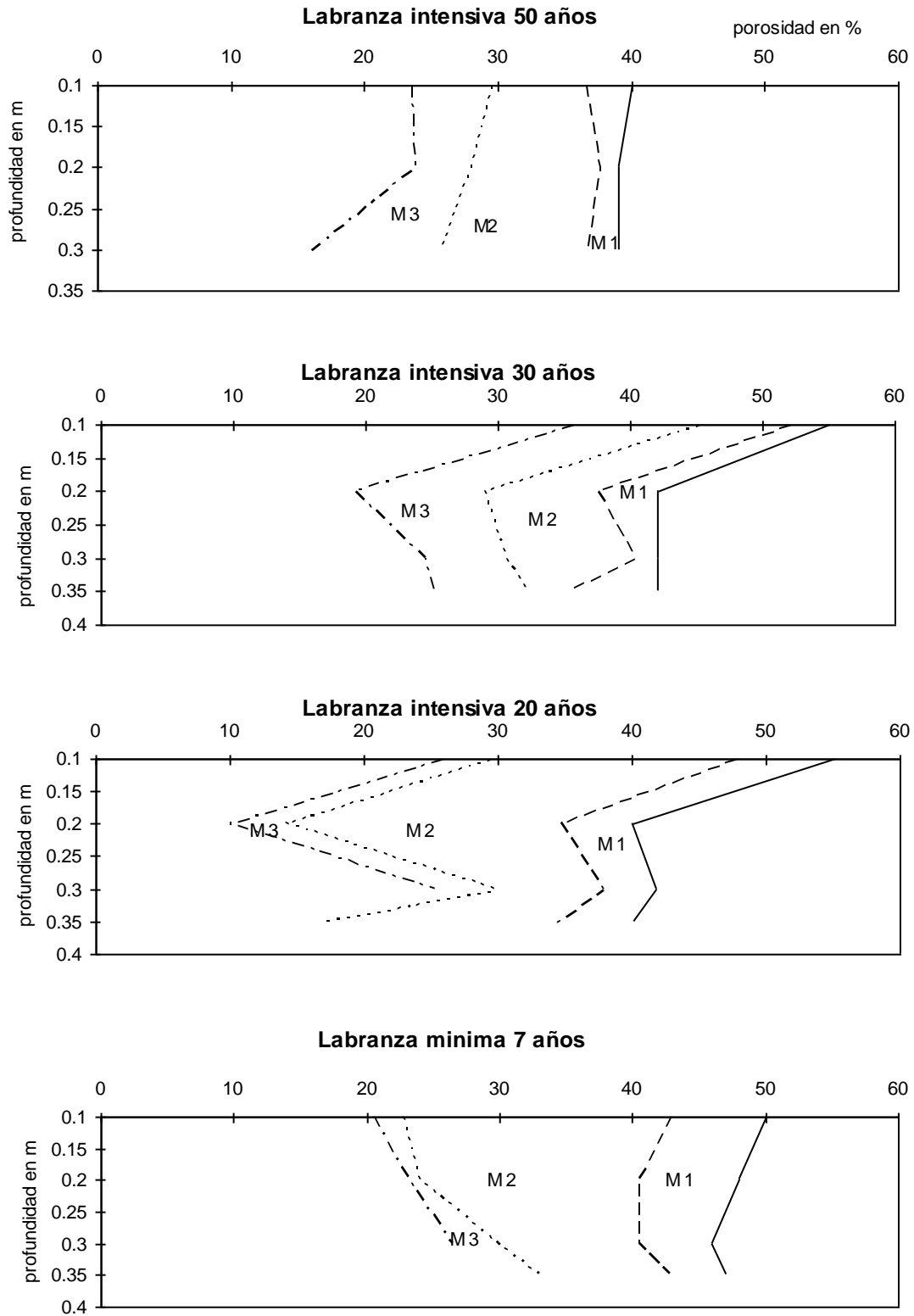


Figura 7. Porosidad del suelo en función del sistema de labranza.

Donde la porosidad total se estableció a partir de valores de la densidad aparente y de su partición en cuatro grupos a partir de los datos obtenidos por el analizador de imágenes: los poros grandes M1, los poros medianos M2, los poros pequeños M3 y los poros no visibles en microscopio electrónico de barrido (MEB). Estos perfiles muestran las siguientes características:

a) En huertos bajo un sistema de labranza intensiva (50 años) presentan un perfil de porosidad sensiblemente homogéneo sobre los primeros 30 cm, y muestran la porosidad total más reducida (40 % del volumen).

b) Huertos bajo un sistema intensivo durante 20 y 30 años presentan perfiles de porosidad total idénticos, con un nivel de superficie muy poroso (más del 55 % a 10 cm de profundidad), disminuyendo hasta 40 por ciento a 20 cm de profundidad, sin embargo; la repartición de la porosidad varía entre estos dos sistemas, ya que el manejo intensivo con incorporación de materia orgánica sostenida (30 años) muestra poros grandes M1 (2 a 10 mm²), pero sobre todo poros medianos M2 (0.02 a 0.1 mm²) en mayor cantidad que el manejo intensivo durante 20 años.

c) Los huertos con manejo de mínima labranza presentan la más elevada porosidad total sobre el conjunto del perfil (45 a 50 %). Se constató además que los poros medianos (0.02 a 0.1 mm²) y los más grandes (2 a 10 mm²) son más abundantes que en las otras situaciones.

De estos sistemas de manejo del suelo, los huertos bajo labranza intensiva (50 años) constituyen la situación más compacta (40 % de porosidad), la labranza mínima la más porosa (50 %), en tanto la labranza intensiva de 30 y 20 años constituyen situaciones intermedias; pero la repartición de las diferentes clases de poros muestran que el manejo intensivo con incorporación de materia orgánica está más próximo a la situación más porosa, y el manejo de 20 años muy cercana a la más compacta.

Análisis de la morfología de los poros

La Figura 8, presenta el análisis de la morfología de la porosidad del suelo en relación al sistema de labranza empleado. Este análisis muestra la repartición de los poros según su tamaño y forma (poros redondos, fisurados e irregulares).

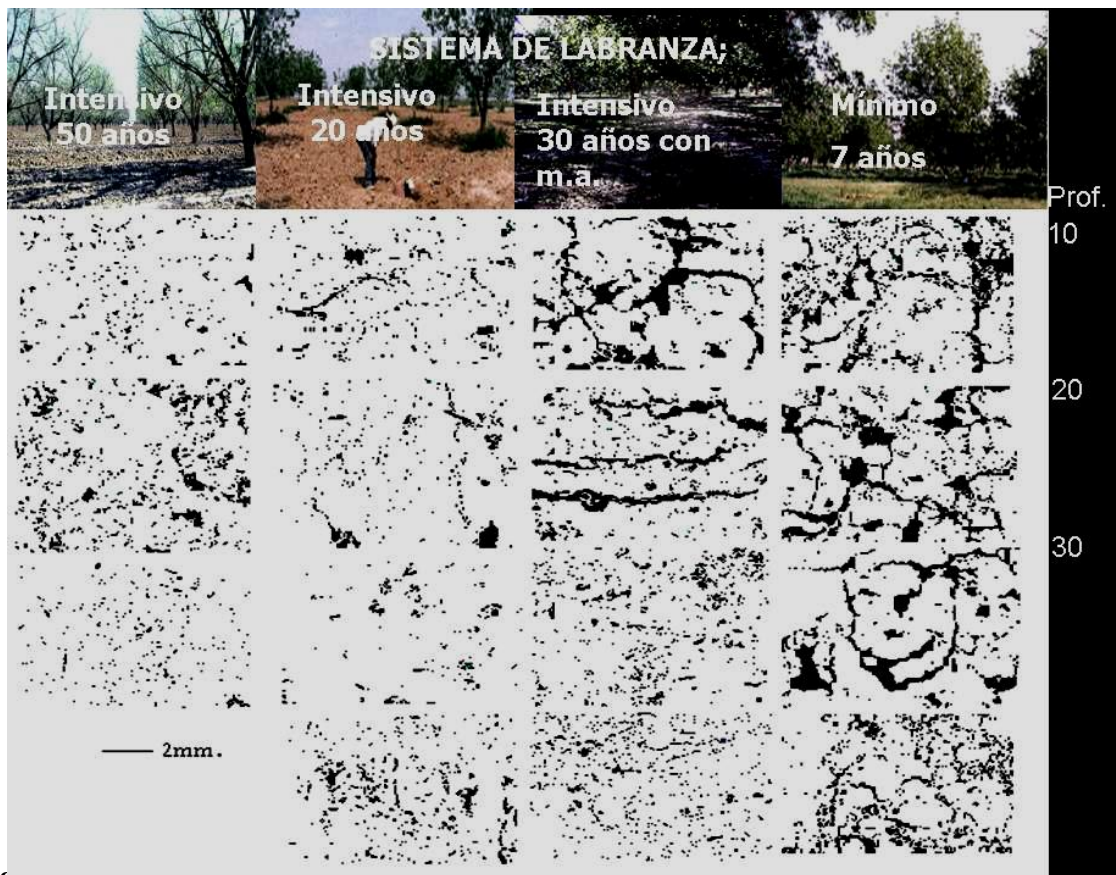


Figura 8. Morfología de la porosidad en función del sistema de manejo del suelo.

Las diferencias encontradas entre el manejo intensivo y mínimo se acompañan además de una modificación en la forma de los poros. Así, para la labranza intensiva la porosidad está constituida por poros de forma redonda y de tamaño pequeño sin conexión entre ellos.

Por el contrario, el suelo bajo labranza mínima está constituido principalmente por poros de forma irregular para los poros de tamaño mediano, siendo abundantes de 10 a 30 cm de profundidad, pero sobretodo se observa una conexión entre ellos, lo que permite un movimiento rápido del agua hacia la zona radical del cultivo.

Por su parte, en la labranza intensiva con incorporación de materia orgánica, los poros son mayoritariamente irregulares, lo que la aproxima más al sistema de labranza mínima. Sin embargo, se observa que entre 20 y 30 cm de profundidad la porosidad muestra una orientación horizontal, debido al efecto del tráfico de vehículos y a los implementos agrícolas comúnmente denominado piso de arado.

Finalmente, se puede establecer que la diferencia entre los huertos con labranza mínima y con labranza intensiva se acompaña de un incremento en la distribución espacial de poros de forma irregular y de tamaño grande (de 0.1 a 10 mm²).

Conductividad hidráulica a saturación (k_{sat})

Otra propiedad física relevante es la conductividad hidráulica a saturación (K_{sat}) que representa la capacidad máxima permisible por el suelo a conducir agua.

De ahí que las diferencias encontradas en tamaño y forma de los poros anteriormente descritas, condujeron a cuantificar esta propiedad del suelo mediante un dispositivo a carga constante denominado “método de Müntz” (Figura 9) y la utilización de un modelo matemático propuesto por Green *et* Ampt (1911) para el cálculo de la K_{sat} y describir la dinámica que sigue el agua en huertos bajo diferente manejo del suelo.



Figura 9. Método de Müntz modificado para medir permeabilidad.

Estos autores propusieron un modelo matemático para describir la infiltración, de la forma siguiente:

$$i(t) = K_s + K_s (h_o - h_f) (\theta_s - \theta_i) / I(t) \quad (1)$$

Donde: K_s es la conductividad hidráulica del suelo a saturación, h_o carga hidráulica sobre la superficie del suelo, h_f presión capilar efectiva, θ_s humedad volumétrica final del suelo a saturación, θ_i humedad volumétrica inicial del suelo, $I(t)$ lámina infiltrada durante la prueba.

Esta ecuación permite además determinar la conductividad hidráulica a saturación a partir de una gráfica (Figura 10), donde en el eje de las ordenadas corresponde a la velocidad de infiltración en función del inverso de la lámina infiltrada ($1/I$).

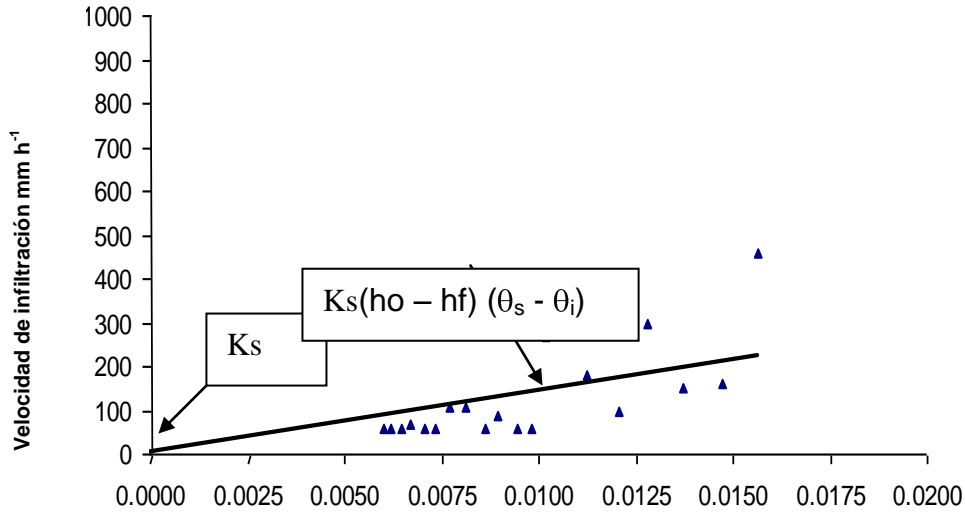


Figura 10. Determinación de los parámetros del modelo de Green y Ampt.

K_s es el valor al origen de la recta, es decir, cuando I tiende al infinito, entonces $1/I$ tiende a cero. La pendiente de esta recta es el producto de $K_s (h_o - h_f) (\theta_s - \theta_i)$.

A continuación se presentan los resultados obtenidos por el método de Múntz en la superficie del suelo y de los horizontes representativos para determinar la conductividad hidráulica a saturación, a partir de los parámetros del modelo de Green y Ampt.

En las Figuras 11 y 12 se muestran los valores de K_{sat} según el modelo de Green y Ampt (1911) para huertos bajo manejo de labranza mínima e intensiva, respectivamente.

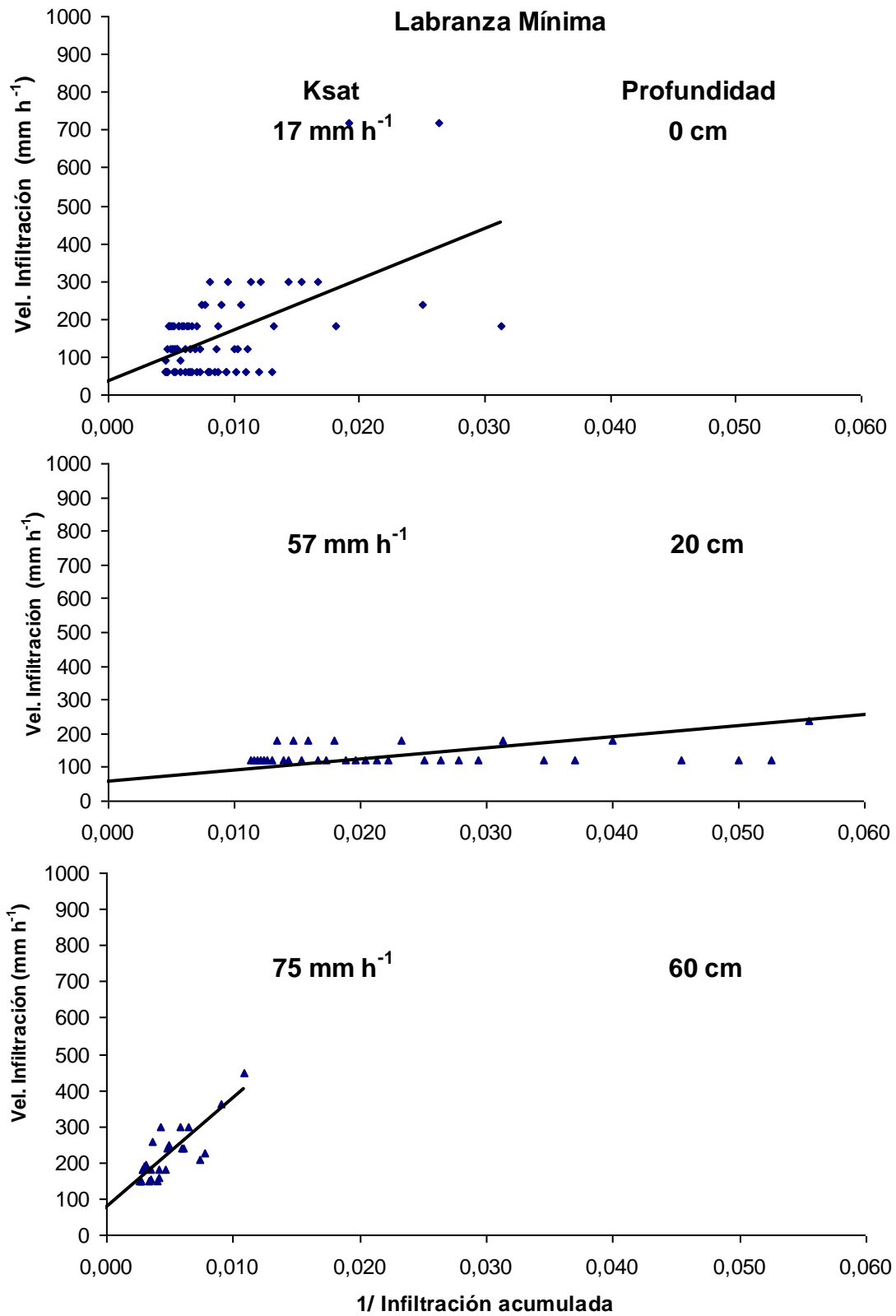


Figura 11. Conductividad hidráulica a saturación del perfil de suelo de la huerta Lácteos Florida, con labranza mínima.

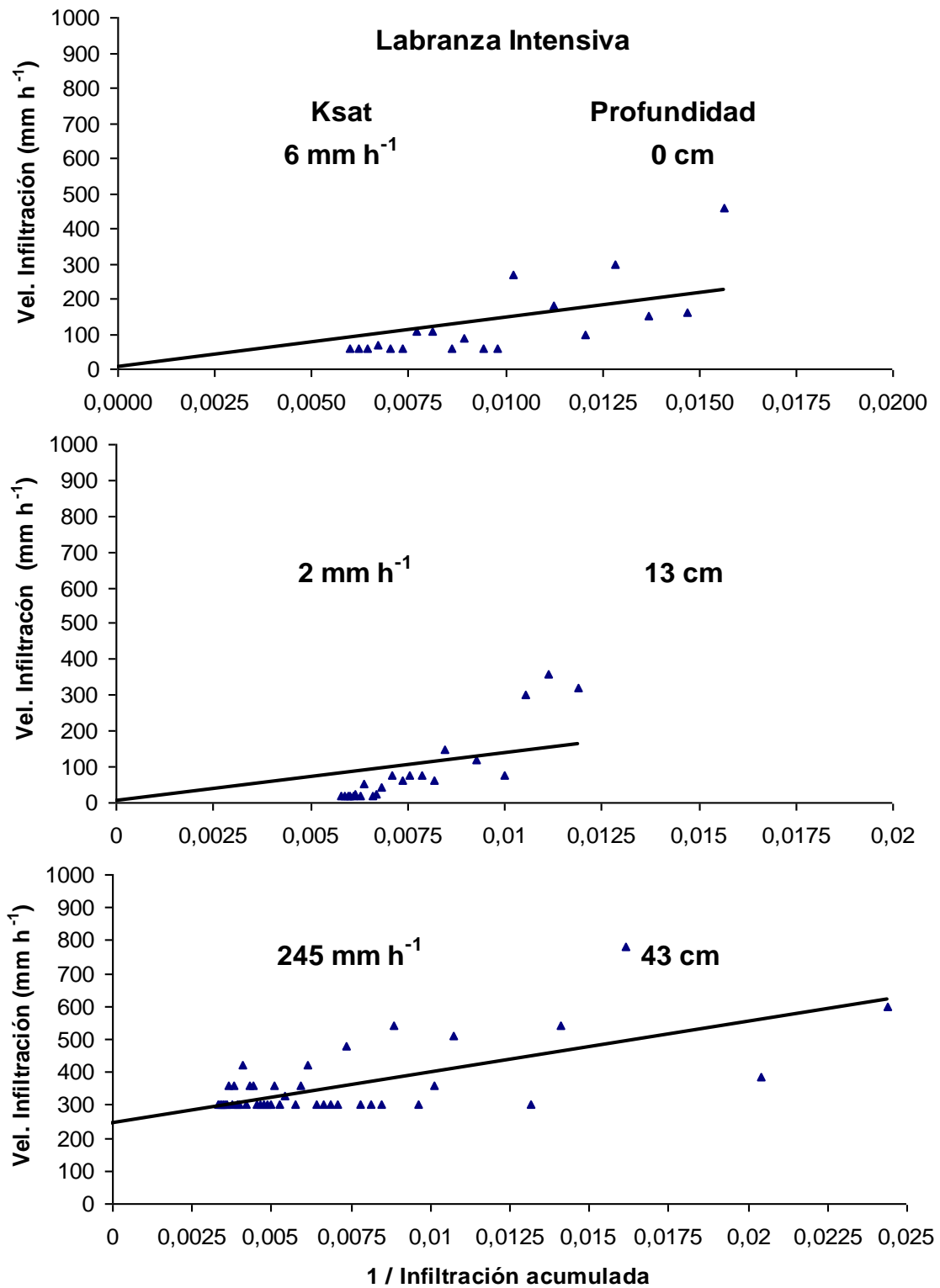


Figura 12. Conductividad hidráulica a saturación del perfil de suelo de la huerta Tierra Blanca, con labranza intensiva.

El análisis de dicha figura permite diferenciar el funcionamiento hidrodinámico de los horizontes con relación en el valor de la conductividad hidráulica obtenida; en los huertos con labranza mínima se observa que la k_{sat} se incrementa de la superficie del suelo (17 mm hr^{-1}) hacia los horizontes o capas de mayor profundidad (57 mm hr^{-1}) y (75 mm hr^{-1}) para 20 y 60 cm, respectivamente.

Lo anterior permite clasificar los horizontes en su aptitud a la infiltración, donde el horizonte ubicado a 60 cm de profundidad es el más apto a la infiltración seguida por la capa de 20 cm y finalmente la superficie del suelo.

Por su parte, los huertos con labranza intensiva (Figura 12) muestran un funcionamiento hidrodinámico muy particular, ya que el valor de la k_{sat} es bajo en superficie (6 mm hr^{-1}) y decrece hasta 2 mm hr^{-1} a la profundidad de 13 cm y enseguida se incrementa hasta 245 mm hr^{-1} a 43 cm de profundidad; lo anterior permite constatar que en la superficie y a 13 cm de profundidad se presentan serios problemas de permeabilidad.

Estas diferencias encontradas entre la labranza intensiva y mínima, en porosidad y permeabilidad, permiten un ahorro de agua hasta un 18 por ciento. Considerando que en el país existen 38 855 ha de nogal bajo riego y que la introducción de labranza mínima representa el 20 por ciento de los costos de producción, el ahorro por introducirla sería aproximadamente de 5.29 millones de dólares estadounidenses del 2004, que pasarían a formar parte del ingreso del productor, y con un ahorro de agua en nogal de $3,240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

CONCLUSIONES

La labranza mínima es una tecnología diseñada para el manejo del suelo y cultivo de nogal pecanero en el norte de México, que logra la disminución de los costos de producción en un 20 por ciento, ahorros de hasta 18 por ciento en el volumen de agua para el riego del cultivo y el incremento de la materia orgánica de 0.5 (de suelos con labranza tradicional) a más del 3 por ciento en suelos con labranza mínima, lo que permite la recuperación de la estructura del suelo sin afectar el rendimiento del cultivo.

Se logra simultáneamente una optimización del uso de energía para extracción de agua subterránea de riego y disminuye la contaminación al ambiente al disminuir el uso de tractores, así como la recuperación del suelo y su manejo sustentable y, por ende, un mejor aprovechamiento del agua de riego.

LITERATURA CITADA

- Bouma J., A. Jongerius., D. Schoonderbeek 1979. Calculation of saturated hydraulic conductivity of some pedal clay using micromorphometric data. *Soil Sci.Soc.Am J.*, 43, 261-264 p.
- Bruand, A. 1986. Contribution à l'étude de la dynamique de l'espace poral. Utilisation des courbes de retrait et des courbes de rétention d'eau. *Sci. Sol*, 24, 351-362 p.
- Bullock P., et J.A. Mc Keague 1984. Estimating air-water properties of a clay soil. *Comptes Rendus du colloque fonctionnement hydrique et comportement des sols*, Dijon, 22-25 mai 1984, A.F.E.S., 55-67 pp.
- Bullock P., et A.J.Thomasson (1979). Rothamsted studies of soil structure. II Measurement and characterisation of macroporosity by image analysis and comparison with data from water retention measurements. *J Soil Sci* 30, 391-413.
- Curmi P. 1988. Structure, espace poral du sol et fonctionnement hydrique. Analyse de quelques cas concrets. *Sci. Sol*, 26, 3, 203 - 214 p.
- Descroix L., J. F. Nouvelot y J. Estrada 1997. Geografía de las lluvias en una cuenca del norte de México: Regionalización de las precipitaciones en la Región Hidrológica 36. Folleto Científico No. 10. CENID RASPA INIFAP – ORSTOM. Gómez Palacio Dgo., México. 52 p.
- German, P. et K. Beven. 1981. Water flow in soil macropores. I. An experimental infiltration. *J. Soil Sci.*, 32, p 1-13.
- González C. G. (1998). Influences des pratiques culturales sur la structure des couches supérieures de quatre vergers de noyer pecan (*karya illinoensis*, koch) irrigués de la Comarca Lagunera (Mexique). Diplôme d'Etude Approfondi (DEA) National de Science du sol à Rennes France, memoria en extenso.
- González C.G. 2002. Fonctionnement hydrodynamique des sols de versant en amont de petits barrages en region semi-aride du Nord Mexique (Ranch Atotonilco). Thèse de doctorat, Université d'Angers, France.
- González Cervantes G., Sánchez Cohen I., García Arellano D. 2004. La porosidad del suelo mediante el análisis de imagen en huertas de nogal pecanero (*karya illinoensis*, koch) región norte de México. *Revista INTERAMERICANA TERRA*, vol 22 num 3.
- González Cervantes G. Sánchez Cohen I., Rossignol J.P. 2004. Morfología de los poros de circulación preferencial del agua en el suelo mediante técnicas del análisis de imagen. *Revista Ingenieria Hidraulica de Mexico*, Vol XIX,num 3.

- Green, W. H. y G. A. Ampt. 1911. Studies in Soil Physics. I. The Flow of Air and Water Through Soils. J. Agr.Sci., 4, p 1-24.
- Grimaldi, M. et Boulet. 1990. Relation entre l'espace et le fonctionnement hydrodynamique d'une couverture pédologique sur socle de Guyane française. Cah. ORSTOM, sér. Pédologie., vol XXV, No 3 275-263 pp.
- Chancellor, W.J. 1991. Compaction of soil agricultural equipment. Bulletin 1991 University of California Davis.
- Hallaire V. 1997. Description of microcrack orientation in a clayey soil using image analysis. (A.j. Ringrose-Voase, Gs Humphreys, eds) Elsevier, Amsterdam.
- Hallaire V. et Cointepas J.P. (1993). Caractérisation de la macroporosité d'un sol de verger par analyse d'image. Etude et gestions des sols, 13, 155-164.
- Hallaire, V., P. Curmi. et Widiatmaka. 1997. Morphologie de la porosité et circulations préférentielles en saturé. Cas des horizons d'un système pédologique armoricain. Etude et Gestions des sols, 4,2. 115-126 pp.
- Puente G. A., A. Toca U. y A. Verde O. 2002. Nuez, análisis de su rentabilidad. Revista Claridades Agropecuarias No. 107 del mes de julio. Ed. SAGARPA - ASERCA. México, D.F.
- SAGARPA, (2004). Sistema de Información Agropecuaria de Consulta. [En línea]. Disponible: <http://siea.sagarpa.gob.mx> [2004 Dic 1].
- SAGARPA, 1990-2004, Anuarios Estadísticos de la Producción Agropecuaria, Cd Lerdo, Durango, Sistema de Información Agropecuaria, Región Lagunera.
- Stengel P. 1979. Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol *in situ*. Ann. Agron., 30, (1), 27-51 pp.
- Sustaita-Rivera F., V. Ordaz-Chaparro, C. Ortiz-Solorio y L. González. 2000. Cambios en las propiedades físicas de dos suelos de una región semiárida debidos al uso agrícola. Agrociencias 34: 379-386.

CAPITULO XVI

PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA DE FRIJOL Y ALBAHACA MEDIANTE SISTEMAS DE LABRANZA Y ABONOS VERDES

F. Alfredo Beltrán-Morales¹, F. Higinio Ruiz-Espinoza¹, José Luís García-Hernández², Liborio Fenech-Larios¹, Enrique Troyo-Diequez², Bernardo Murillo Amador², Sergio Zamora Salgado¹

¹ Universidad Autónoma de Baja California Sur. abeltran@uabcs.mx

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C

INTRODUCCIÓN

La visión de que el suelo es un simple productor de plantas, fuente de minerales y de alimentos para los seres vivos, se ha modificado en los años recientes, ya que actualmente se conoce el papel primordial que cumple en los ecosistemas. El suelo funge como medio de vida de millones de organismos que cumplen papeles determinantes en los ecosistemas y que son potencialmente útiles al hombre, además de que sirve como medio físico sobre el cual se asienta la infraestructura del desarrollo humano (Altieri, 1999).

La conservación de los suelos depende, en primer término, de que sean utilizados de acuerdo con sus aptitudes naturales, y segundo, de que su manejo sea técnicamente adecuado. De otra manera, se corre el riesgo de generar efectos físicos, químicos y biológicos que traen como consecuencia la pérdida de la fertilidad del suelo, debida entre otros factores a los deterioros estructurales, la pérdida de humus y materia orgánica en general, así como el agotamiento de sustancias que lo hacen productivo, tanto biológicas como químicas, en la que los principales componentes son el nitrógeno, el fósforo y el potasio (INEGI, 2002).

En las últimas décadas, el uso de abonos orgánicos ha cobrado cada vez más importancia por diversas razones (Agostini *et al.*, 2003, Blackshaw *et al.*, 2001).

Desde el punto de vista ecológico, se ha incrementado la preocupación por fomentar las prácticas agrícolas que armonicen con el cuidado del ambiente. El uso de abonos orgánicos mejora las condiciones de suelos que han sido deteriorados por el uso excesivo de agroquímicos y su sobre-explotación (Altieri, 1999). Las consecuencias directas de estos dos últimos eventos son la pérdida de la materia orgánica, disminución de la fertilidad y la contaminación de los suelos, cuya producción agrícola puede también estar contaminada, ya sea de manera química o microbiológica. Las consecuencias indirectas se reflejan en la afectación de la flora y fauna del ambiente aledaño al suelo afectado (Altieri, 1999).

El uso de abono verde contribuye a la recuperación de la fertilidad del suelo (Bučienė *et al.*, 2003) puede mejorar sus propiedades físicas (Agostini *et al.*, 2003) y controlar plagas (Aloyokhin y Atlihan, 2005), malezas (Blackshaw *et al.*, 2001) y nemátodos (Guerena, 2006); pero sobre todo incrementa el contenido de materia orgánica, que a su vez modifica la capacidad de intercambio catiónico y la disponibilidad de macro y micronutrientes. Otros efectos indirectos son; la formación y estabilización de agregados, el mejoramiento de la infiltración de agua y la aeración (García-Hernández, 2000), así como la disminución diurna en la amplitud de la variación térmica.

Por su parte el frijol dolichos (*Lablab purpureus*), además de su potencial como fuente nutrimental en la alimentación del ganado, ofrece otras ventajas importantes cuando se utiliza en sistemas agrícolas. Por ser una leguminosa, esta planta proporciona la fijación biológica del nitrógeno (N). La acción natural de convertir N atmosférico en las formas disponibles para la planta, mejora la productividad de una manera barata y ambientalmente sustentable.

Labranza es toda manipulación física, química y biológica del suelo, la cual comúnmente se realiza con el objetivo de optimizar la germinación, la emergencia, establecimiento, desarrollo y producción de las plantas (Moreno, 1994). Labranza convencional se refiere a las operaciones de labranza primaria y secundaria adoptadas en una región agrícola que se rige por los métodos de producción establecidos en la revolución verde, la cual, además del abundante uso de agroquímicos y de variedades mejoradas, obliga al uso frecuente de maquinaria para las diferentes etapas de producción (Sandia *et al.*, 1999). El movimiento del suelo en los sistemas convencionales es enorme y esto provoca que las características naturales de un suelo como el contenido de materia orgánica y la estructura se modifiquen, creando un microambiente no propicio para el mantenimiento y desarrollo de la micro y macrofauna natural del suelo, tales organismos son los encargados de abastecer al suelo con los diferentes elementos

nutrimentales mediante la descomposición de la materia orgánica, con respecto a la labranza cero se designa al sistema de producción donde se eliminan todas las labores mecánicas tanto de cultivo como de preparación para siembra, a excepción únicamente de la siembra, aunque en algunas ocasiones incluso ésta se realiza a mano. Generalmente cuando se siembra mecánicamente se realiza con sembradoras de precisión; de manera similar al sistema de labranza mínima y labranza de conservación, la fertilización se realiza junto con la siembra, con el mismo implemento o se aplica en el agua de riego, cuando el mismo se realiza por métodos presurizados como los sistemas de riego por goteo o aspersión.

Como labranza mínima o reducida se designa a los sistemas de producción donde prácticamente se suprimen todos los movimientos de suelo con maquinaria no indispensables la supresión de una o mas labores es decidida según el criterio del productor. Entre las labores que se suprimen está la preparación de suelo con pasos de arado y rastra así como el control mecánico de malezas, aunque se realizan movimientos mecánicos de suelo cuando se considera necesario realizarlo. Generalmente en el sistema de labranza mínima o reducida se incorporan por medio mecánico los residuos de cada cosecha. Un tipo de labranza en la que el único laboreo se realiza para la incorporación de abono verde se conoce como “labranza óptima” (Beltrán-Morales *et al.*, 2005).

Los cambios en las propiedades físicas del suelo por el tipo de labranza no pueden desligarse de los cambios producidos en el contenido de la materia orgánica y de sus fracciones de más fácil descomposición como la biomasa microbiana, la fracción ligera constituida por material orgánico muy fragmentado y la materia orgánica particulada físicamente protegida en los agregados del suelo (Hernández, 1998; Six *et al.*, 2000). Todas estas fracciones pueden usarse como indicadores bioquímicos y microbiológicos de calidad del suelo.

Los sistemas de labranza pueden influir sustancialmente en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo. En prácticas bajo labranza de conservación se reflejan mayores contenidos fraccionarios de materia orgánica y actividad microbiana, en los suelos con mayor contenido de materia orgánica, existe una mayor actividad biológica, medida como un incremento en el número de microorganismos de diversos grupos ecológicos (Ding *et al.*, 2002).

Los sistemas de labranza de conservación tienden a inmovilizar el nitrógeno; al ser comparada con los sistemas de labranza convencional, la mineralización del nitrógeno es prácticamente igual en todos los sistemas de labranza, pero el tiempo de permanencia del nitrógeno en el suelo es mayor al incorporar residuos orgánicos o dejarlos sobre la superficie del suelo (Sumner, 2000).

Estas diferencias en las respuestas de los experimentos sobre labranza de conservación pueden

explicarse al tomar en cuenta los procesos del nitrógeno en el suelo. Las transformaciones básicas de nitrógeno en el suelo incluyen la mineralización, la cual se relaciona con la transformación de compuestos orgánicos en compuestos inorgánicos (El Titi, 2003).

Los nutrimentos pueden ser extraídos de la materia orgánica del suelo, el humus, de los residuos de cosecha o de fertilizantes orgánicos, los cuales no solamente contienen nitrógeno, si no también fósforo y potasio. La mineralización de nutrimentos es promovida por los microorganismos del suelo, los cuales utilizan el carbón mineral como fuente de energía para mineralizar nutrientes (El Titi, 2003). Debido al incremento en el perfil del suelo de la MO bajo no labranza se tiene un potencial de inmovilización del nitrógeno mayor en este sistema. Como consecuencia de la estratificación de la materia orgánica la inmovilización del nitrógeno ocurre principalmente en la superficie del suelo y coincide con la mayor actividad microbiana reportada en la superficie de los suelos bajo no labranza (Doran, *et al.*, 1998).

Cuando los materiales orgánicos son incorporados en el suelo, el contacto de las partículas del suelo con los residuos incrementa adicionalmente la temperatura y la humedad del suelo, asimismo la profundidad del suelo a la que han sido depositados los residuos favorece su mineralización y descomposición (El Titi, 2003). El efecto de la labranza en la mineralización de nutrimentos es más afectada por el tiempo de labranza, por lo cual debido a las condiciones ambientales que prevalecen durante y después de la operación de labranza, la mineralización de nutrimentos disminuye en épocas frías comparada con períodos calientes (El Titi, 2003).

La disminución en la disponibilidad del N en la no-labranza se asocia a la descomposición más lenta de los residuos acumulados en la superficie que ocurre bajo este sistema en comparación con la labranza convencional. Con el transcurso de los años bajo el sistema de labranza de conservación se logra un nuevo equilibrio en las relaciones de mineralización en relación con la inmovilización del nitrógeno en el suelo, que iguala la disponibilidad del nitrógeno bajo labranza de conservación con aquella observada en sistemas de labranza convencional (Rice *et al.*, 1996). Lo anterior evita la necesidad de seguir la recomendación de aplicar mayores cantidades de fertilizante nitrogenado bajo labranza cero debido a la baja mineralización de los residuos vegetales.

Otro aspecto del ciclo del N en el suelo que se ve afectado por el cambio del sistema de labranza es la nitrificación. Debido a los cambios en la ecología microbiana existe un incremento en la actividad microbiológica como respuesta a las acumulaciones de residuos orgánicos. Doran *et al.* (1998) observaron un incremento en los microorganismos aeróbicos, heterótrofos facultativos, desnitrificadores, y nitrificadores autótrofos. Dado que en la labranza de conservación existe una

humedad más abundante en la superficie, hay mas posibilidades de que se sature el espacio poroso y en consecuencia de que se excluya el oxígeno creándose condiciones favorables para la descomposición anaeróbica de las bacterias desnitrificadoras. Se han reportado incrementos substanciales de organismos desnitrificadores en el sistema de labranza de conservación y mayores pérdidas de nitrógeno gaseoso por desnitrificación (Doran *et al.*, 1998). Esta pérdida es importante en suelos mal drenados en donde se tenga una mayor acumulación de agua y un alto contenido de MO.

Existe el peligro de un mayor movimiento de nitratos en el suelo por lixiviación bajo la no-labranza, debido a la presencia de poros continuos en el perfil del suelo y a la poca evaporación del agua de la superficie. Las pérdidas de nitrógeno en los sistemas de labranza aumentan al incrementarse las entradas de dicho elemento al sistema, el uso subsecuente de abonos orgánicos también puede causar problemas de contaminación por nitratos, aunque a largo plazo su repercusión aun es incierta (Wivstad *et al.*, 2005).

Actualmente se concibe como abonado verde a la utilización de plantas en rotación, sucesión y asociación con cultivos comerciales, incorporándose al suelo o dejándose en la superficie, ofreciendo protección, ya sea para mantenimiento o recuperación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Costa *et al.*, 1992). Eventualmente, parte de esos abonos verdes pueden ser utilizados para la alimentación animal o humana, producción de fibras o producción de forraje (Murphy *et al.*, 1999). Lo anterior es un aspecto importante para la adopción de dicha práctica, puesto que cuanto mayor sea su utilidad, mayores serán sus beneficios potenciales. En este nuevo enfoque, además de las leguminosas que son las plantas más utilizadas para este fin, también se usan gramíneas, crucíferas y cariofiláceas, entre otras. Los abonos verdes protegen la capa superficial del suelo contra las lluvias de alta intensidad, el sol y el viento, mantiene elevadas tasas de infiltración de agua por el efecto combinado del sistema radicular y de la cobertura vegetal. Las raíces después de su descomposición, dejan canales en el suelo y la cobertura evita una desagregación y sellado de la superficie y reduce la velocidad de escurrimiento. Promueve un considerable y continuo aporte de biomasa al suelo, de manera que mantiene e incluso eleva, a lo largo de los años, el contenido de materia orgánica. Atenúa la amplitud térmica y disminuye la evaporación del suelo, aumentando la disponibilidad de agua para los cultivos comerciales. Por medio del sistema radicular, rompe capas duras y promueve la aireación y estructuración del suelo, induciendo la preparación biológica del mismo. Promueve el reciclamiento de nutrientes; el sistema radicular bien desarrollado de varios tipos de abonos verdes, tienen la capacidad de traslocar los nutrientes que se encuentran en capas profundas hacia las capas superficiales del suelo, poniéndolos a disposición de los cultivos posteriores. Los abonos verdes

promueven la adición de nitrógeno al suelo a través de la fijación biológica de las leguminosas; esto puede representar una importante economía de este elemento en la fertilización de los cultivos comerciales, además de mejorar el balance carbono/nitrógeno (C/N) del suelo.

Los abonos verdes influyen directamente en las características físicas de los suelos incluyendo la estructura, capacidad de retención del agua, densidad, velocidad de infiltración y aireación, dependiendo estos efectos de la calidad, cantidad y tipo de manejo dado al material adicionado, de los factores climáticos y de las características de los suelos.

El frijol dolichos (*Lablab purpureus* L.) Sweet

El frijol dolichos (*Lablab purpureus*) presenta una amplia cantidad de cualidades que se puedan utilizar con éxito bajo varias condiciones. La primera ventaja es su adaptabilidad no solamente es tolerante a la sequía, si no que puede crecer en una gama diversa de condiciones ambientales por todo el mundo. Permanece verde durante la estación seca y puede proporcionar hasta 60 t ha⁻¹ de materia verde; lo que anterior representa aproximadamente 6 t ha⁻¹ de materia seca (Humphreys, 1995).

Es una buena opción para la alimentación del ganado, una rica fuente de proteína y puede ser utilizado de diversas maneras, como pradera o cosechado en combinación con maíz, cortarlo como heno o ser mezclado con ensilaje del maíz. En varios experimentos (Humphreys, 1995) observó que el dolichos (Figura 1) ofrece buenas características favorables para aumentar el peso del ganado y eleva la producción de leche durante la estación seca.



Figura. 1. Aspecto general del frijol dolichos (Beltrán, 2005).

El frijol dolichos puede ser una alternativa para sustituir a los cultivos forrajeros convencionales, especialmente durante la estación seca. Su alto valor nutricional lo sitúa como un forraje verde con

valor nutritivo para las zonas semiáridas y tropicales. El dolichos también puede utilizarse como cultivo de cobertura su follaje verde y denso protege al suelo contra la acción de los rayos del sol y disminuye la erosión por el viento o la lluvia. Como abono verde proporciona MO y fija el N ambiental en el suelo de tal modo que mejora la producción de los cultivos de una manera económica y ambientalmente sana.

En el ámbito mundial, se sabe sobre la utilización del dolichos en numerosos países, por lo que en diferentes foros se asegura que este cultivo puede ser un recurso excepcional para los sistemas agrícolas. En sitios donde el dolichos podría ser beneficioso, la capacidad de comprar la semilla es restringida por problemas económicos, además de que la voluntad de los productores de tomar el riesgo en intentar una nueva práctica, para ellos es difícil romper debido al arraigo de paradigmas tradicionales. (Humphreys, 1995).

En años recientes el uso de las leguminosas como forraje en los sistemas de producción ganadera para los rumiantes en las zonas tropicales ha aumentado considerablemente. En primer lugar mantener el suelo cubierto por una leguminosa reduce la erosión hídrica y la pérdida del material fértil. Esta cubierta puede conservar el suelo, mejorar el contenido de MO y competir con las malas hierbas (Humphreys, 1995). En segundo lugar, la simbiosis de la leguminosa-rhizobium convierte el N atmosférico (n) a las formas químicas de N que las plantas pueden utilizar para su desarrollo de esta manera también se puede completar el ciclo dentro del sistema planta-animal-suelo. La simbiosis de la leguminosa-rhizobium provee a los agricultores de una fuente económica de N y realizan una producción de cultivos ambientalmente limpia. Esta simbiosis no implica el consumo de combustibles fósiles, como ocurre en la producción de los fertilizantes nitrogenados químicos sintéticos que contribuyen entre otros procesos al calentamiento global (Humphreys 1995; Said y Tolera 1993). Como consecuencia de diversas rutas bioquímicas de la fijación del C durante la fotosíntesis, las leguminosas que fijan N tienen concentraciones más altas de proteína celular. Como consecuencia de ello, las leguminosas forrajeras tropicales son más ricas en proteínas, por lo que son una buena opción para incluirlas en las dietas para la producción pecuaria.

El dolichos es una planta leguminosa perenne, anual o de corta duración, se siembra para el pastoreo del ganado y conservar el matillo del suelo en ambientes en zonas tropicales con lluvias de verano. Su crecimiento rastrero y vigoroso contribuye al control de malas hierbas; también tolera el ataque de plagas y enfermedades (Cameron, 1988). Los tallos rastreros pueden alcanzar hasta 3 m de longitud. Las hojas son grandes, trifoliadas y pueden llegar a medir de 7 a 15 cm de longitud (Cameron, 1988).

El dolichos es una leguminosa que se adapta adecuadamente a la mayoría de los ambientes tropicales, a altas y bajas temperaturas, escasez de agua y altitud variable (Hendricksen y Minson 1985; Cameron, 1988). Por debajo de los 20° C la planta reduce su crecimiento; las hojas comienzan a caer cuando la temperatura es de 2° C o menos; aun así, la planta puede sobrevivir una helada corta (Mayer *et al.*, 1986). El dolichos se puede encontrar a través de las zonas tropicales y subtropicales y se extiende a partir de los 30° LS hasta 30° LN. Se desarrolla normalmente desde el nivel del mar hasta elevaciones entre de 1800 y 2100 m (Cameron, 1988).

El dolichos crece en una amplia gama de tipos del suelo, desde las arenas profundas a las arcillas negras pesadas y tolera intervalos de pH de 5 a 7.5. La planta puede sobrevivir a períodos cortos de inundación y crece apropiadamente en terrenos aluviales (Menéndez *et al.*, 1985); solo requiere suelos bien drenados, pues no tolera la acumulación de agua en el suelo por periodos prolongados. Las condiciones salinas pueden reducir el crecimiento de la planta, produciendo hojas cloróticas. La fertilidad del suelo es importante; el frijol dolichos responde bien a la aplicación de abonos fosfatados, los cuales se recomiendan aplicar al momento de la siembra (Cameron, 1988).

El período de crecimiento puede variar desde 75 hasta 300 días. En condiciones ideales, producirá su crecimiento vegetativo máximo en 130 días (Mayer *et al.*, 1986). Una vez que esta establecido, el dolichos es tolerante a la sequía y permanece con el follaje verde durante la estación seca. La producción de materia seca por ha difiere con la precipitación, la condición del suelo y la época de siembra. Experiencias en Australia sugieren que 4000 kg de materia seca se logran con una producción máxima de hoja de dos toneladas (Cameron, 1988; Mayer *et al.*, 1986). La relación del peso de la hoja y el vástago se modifica con el corte y los procedimientos de cosecha, a partir de la relación 30:70 hasta 45:55. Cuando el ganado pastorea durante los primeros días del crecimiento o en la madurez, se seleccionarán predominantemente las hojas, que tienen un contenido proteínico más alto que el vástago. Sin embargo, si la planta se utiliza como heno o se preserva como ensilaje, los animales consumirán fácilmente la planta entera (Mayer *et al.*, 1986). El dolichos produce bajo una amplia gama de condiciones, particularmente cuando está creciendo en ambientes áridos (Mayer *et al.*, 1986). La otra ventaja de esta leguminosa es la flexibilidad en los esquemas de alimentación; se adapta bien al pastoreo y se puede alimentar al ganado en forma de heno de buena calidad o bien puede ser utilizado en el ensilaje (Cameron, 1988).

Aunque se han encontrado algunas plagas y enfermedades en plantaciones de dolichos, sólo algunas causan serias pérdidas económicas. En varias áreas del mundo, el dolichos está virtualmente libre de

plagas y enfermedades. En Honduras, existen evidencias de ataques de moderados a severos del insecto diabrotica (*Diabrotica* spp.), el ataque se ha observado en la época de mayor sequía (Flores, 1993).

Además de su potencial como fuente nutrimental en la alimentación del ganado, el frijol dolichos ofrece otras ventajas cuando se utiliza en sistemas agrícolas. Por ser una leguminosa, esta planta proporciona la fijación biológica del N. La acción natural de convertir N atmosférico en las formas disponibles para la planta mejora la productividad de una manera barata y ambientalmente sana.

El nivel de fijación de N está en relación con la eficacia en la formación de nódulos, lo cual depende del índice de crecimiento de la leguminosa y de las condiciones del suelo; generalmente de 15 a 40 kg de N son fijados para cada 1000 kg de materia seca (Humphreys, 1995).

También se ha demostrado el uso del dolichos como abono verde, el cual incorporado al suelo incrementa los niveles de materia orgánica, así como el contenido de N y otros nutrimentos en el suelo. El frijol es incorporado al suelo con un paso de rastra (Figura 2) cuando este se encuentra en etapa de floración. Si el suelo no será utilizado el mismo año, entonces las plantas se utilizan como pasto en la estación seca.

Un método económico de cultivar el dolichos para la mejora del suelo y para la alimentación del ganado es sembrar esta leguminosa asociada con el cultivo del maíz. Durante los primeros días el dolichos crece lentamente debido a la competencia con las malas hierbas entre las filas del maíz, pero no compite con el maíz. Cuando el maíz comienza a madurar, las plantas de dolichos comienzan a crecer más vigorosamente y a obtener un desarrollo mayor (Sinclair, 1996). Esta técnica corrige la carencia de proteínas en la estación seca y promueve a elevar el contenido de proteínas, así como a compensar la relación C/N de los residuos de cosecha. El dolichos se puede incorporar en sistemas de pastoreo de manera rotatoria (Jones *et al.*, 1991). Otra ventaja de usar el dolichos es que se trata de un grano de vaina que puede ser utilizado en el consumo humano (Wood, 1983). El dolichos produce vainas blandas que pueden ser consumidas como vaina verde o en grano. Una vez que se cosechen los granos maduros, solamente necesitan ser cocinados para proporcionar el alimento para los seres humanos (Sinclair, 1996). Combina una gran cantidad de cualidades que se puedan utilizar con éxito bajo varias condiciones. Su primera ventaja es su adaptabilidad no solamente es tolerante a la sequía, también puede desarrollarse en una gama diversa de condiciones ambientales por todo el mundo.



Figura. 2. Incorporación de frijol dolichos con rastra de discos (Beltrán, 2005).

Producción de albahaca

Por otro lado, la sustitución de especies no tradicionales, es decir, que no se cultivan comúnmente como son las plantas medicinales y aromáticas, tienen un uso tradicional de origen ancestral, vigente y con arraigo en México, el cual es reconocido por la Organización Mundial de la Salud, registrándose en nuestro país alrededor de 3,300 especies con uso medicinal, aunque en la mayoría hace falta validación científica de sus atributos curativos. Entre el 37.5 al 44.1% de esas plantas provienen de bosques de pino y encino respectivamente. De las diez especies más consumidas a nivel nacional, siete se encuentran en los bosques templados (tres nativas: *Artemisia ludoviciana*, *Teloxys ambrosioides*, *Heterotheca inuloides* y cinco introducidas: *Mentha piperita*, *Ruta chalepensis*, *Matricaria recutita*, *Ocimum basilicum* y *Aloe barbadensis*), ya sea en los huertos familiares de estas zonas o de manera ruderal, arvense o silvestre (Bye y Linares, 1999). Las especies medicinales con uso de toda la planta, con origen en bosques templados se emplean de diversas maneras, siendo la infusión la forma más frecuente, seguido de los cataplasmas. Las familias más utilizadas son las compuestas y labiadas y en menor medida, las leguminosas, euforbiáceas y rosáceas, entre otras. Las plantas medicinales constituyen un recurso potencial que actualmente está bajo prospección por compañías farmacéuticas, con el fin de encontrar compuestos activos para curar diversas enfermedades; en este sentido, es importante que el conocimiento agrícola y etnobotánico sobre las mismas se valore y retribuya ya que son una base sobre la cual muchas compañías inician sus investigaciones (Cordero, 1996).

La albahaca (*Ocimum basilicum*), conocida también en español como “albacar” es una especie aromática que en el ámbito internacional los principales países productores son España, Italia, Francia,

Egipto y México. Hay otros países que producen como Canadá, Hungría y Alemania. Sin embargo, no existe información confiable que refleje volúmenes de producción o datos de balanza comercial.

Esta especie entre otras es de suma importancia, debido a que es usada como planta medicinal. Asimismo, la demanda de la albahaca orgánica se ha incrementado, principalmente por que se considera que sus propiedades medicinales aumentan sus efectos benéficos si se asocian a la producción orgánica.

La producción de albahaca orgánica es la principal actividad económica en la rama agrícola en el Estado Mexicano de Baja California Sur (BCS). La albahaca orgánica de este Estado se comercializa a los Estados Unidos de América y a otros países donde prevalece la cultura del uso de alimentos y otros productos derivados de cultivos orgánicos como parte del sistema de la inocuidad de los alimentos. La albahaca se reconoce extensamente por contener un número de propiedades químicas orgánicas únicas en sus hojas que favorecen la salud humana. Es usada en fresco, seca y se procesa para la condimentación, fragancias y en medicamentos tradicionales. Esta especie es al parecer originaria de la India, naturalizada en África y adaptada extensamente a los países mediterráneos (Garibaldi *et al.*, 1997 y Adigüzel *et al.*, 2005).



Figura. 3. Recolección de albahaca orgánica en la región del Cabo B.C.S. (Beltrán, 2006)

La albahaca orgánica se ha producido desde hace más de dos décadas en BCS; sin embargo, en los años más recientes, los productores locales han observado esporádicamente fallas en la productividad. Los decrementos se atribuyen a menudo las características adversas del suelo, clima, desconocimiento de

cultivares, producción intensiva, sin considerar la biodiversidad del entorno, asociación de cultivos, el equilibrio y armonía con el ambiente.

Los genotipos de albahaca que son cultivados en BCS provienen de los países del mediterráneo, y en términos generales, poco saben sobre los patrones del crecimiento y del desarrollo de este cultivo en ambientes áridos. Con relación a este tema, los productores de albahaca en BCS, establecen el precio internacional de la albahaca orgánica (SAGARPA, 2004) por lo que es importante estudiar las características agronómicas de este cultivo, principalmente aquellas que afectan al cultivo en condiciones de producción orgánica incluyendo la producción tradicional en esta región árida.

En general, los avances en el mejoramiento de cultivo y explotación del albahaca en Baja California Sur han sido pocos, no sistemáticos y carentes de un programa integral de investigaciones que contemple desde el conocimiento de las especies más adaptadas, su debido manejo, hasta su integración final a los sistemas agroproductivos en una amplia gama de cultivos agrícolas. Aunque se reconocen algunos esfuerzos realizados en la búsqueda de beneficios para los productores orgánicos del Estado, donde existen varias empresas, que están constituidas en 140 sectores productores, de 12 núcleos ejidales, que generan un valor de la producción anual de 15 millones de dólares, provenientes de diversos cultivos hortícolas, hierbas aromáticas, predominantemente la albahaca, la cual genera el mayor número de divisas (SAGARPA, 2004).

Descripción y características botánicas

La albahaca es una planta herbácea, anual, de tallo erecto, ramificado, que alcanza una altura de 30 a 50 cm. Las hojas son opuestas, pecioladas, aovadas-lanceoladas y ligeramente dentadas. Las brácteas que acompañan a las flores caen precozmente y cada una de éstas presenta en la axila tres pequeñas flores. El color de las flores es blanco o púrpúreo y están dispuestas en tirso alargados en la parte superior del tallo y en los extremos de las ramas. Sus flores son hermafroditas, pentámeras, gamosépalas, gamopétalas, con cuatro estambres blancos y gineceo bicarpelar con estilo largo, bifido y estigma de mayor longitud que los estambres. El fruto está constituido por cuatro aquenios pequeños, ovoides y lisos de 2 a 3 milímetros (Collura y Storti, 1971; Gulati, 1977; Ceroni, 1989).

Según Montalti (1995) las cuatro principales variedades en México son: a) albahaca “hoja de lechuga”, con hojas de grandes dimensiones con pecíolo medio, lámina rugosa y coloración verde claro a verde medio y con mucho aroma, b) albahaca “compacta de hoja fina”, planta de porte compacto, con hojas angostas, lisas y color verde medio, medianamente aromática, c) albahaca “hoja morada”, presenta hojas medianas, forma ovalada con margen aserrado y color verde morado presentando ligeras arrugas

en su lámina, de poco aroma y d) albahaca “genovesa”, la variedad más cultivada, de hoja ovalada y margen interno levemente ondulado, con elevado espesor de lámina y color verde brillante e intensamente aromática.

Las variedades se pueden clasificar dependiendo de la especie o subespecie a la que pertenecen, destacándose *Ocimum basilicum* var. *maximum* y var. *minimum* (Ceroni, 1989). Como las flores son hermafroditas y la fecundación cruzada es abundante, es elevada la cantidad de subespecies, variedades y formas existentes.

Partes útiles de la planta

Generalmente, de la albahaca se aprovecha toda la planta. Dependiendo del uso que se le quiera dar, será la parte que se habrá de utilizar. En dependencia del uso, las partes útiles son las hojas y las partes floridas, desecadas o frescas. Su olor es pronunciado y agradable, su sabor algo salado y picante, por eso es usada en salsas y ensaladas. También se le extrae el aceite esencial ya que éste posee propiedades estimulantes, antiespasmódicas, digestivas, carminativas y antitusígenas (Ceroni, 1989). Además, tiene propiedades antifúngicas, antibacterianas y repele insectos (Sinha y Gulati, 1991).

Por otra parte en Tailandia, las semillas de la albahaca tienen cierto uso como agente espesante, pero no comparten la fragancia de las hojas. (Sinha y Gulati, 1991).

Principales componentes

El aceite esencial (menos de 1%) tiene una composición compleja y variable. Dentro de esta especie existe variabilidad en el contenido de sus diversas propiedades químicas. Además, el clima, el suelo y la época de cosecha influyen no sólo la cantidad, sino también la composición del aceite esencial. Los componentes del aroma más importantes son el 1,8-cineol, linalol, citral, metilchavicol (estragol), eugenol y metilcinamato, aunque no necesariamente en este orden; de hecho, difícilmente cualquier albahaca contiene todos estos compuestos en cantidades significativas. Las especies africanas contienen a menudo alcanfor. Otros monoterpenos (ocimeno, geraniol, alcanfor), sesquiterpenos (bisaboleno, caryofileno) y fenilpropanoides (metil-eugenol) pueden estar presentes en cantidades diferentes e influyen fuertemente el sabor. Hay una considerable variación intraespecífica, abriendo perspectivas futuras favorables para la selección de plantas (Javanmardi, 2002; Julian, 2002).

Fenología del cultivo de la albahaca

Los estudios fenológico resultan de gran utilidad en el manejo agrícola de los cultivos pues brindan la posibilidad de conocer las necesidades en cada etapa de desarrollo (Cruz *et al.*, 2005). A pesar de ser la albahaca un cultivo relativamente poco conocido se ha realizado recientemente en Cuba, un estudio fenológico de la especie (Barroso, 2003) informándose la fenología del cultivo (Barroso, 2002).

- A.- Siembra. Emergencia a la superficie del suelo.
- B.- Emisión del primer par de hojas verdaderas.
- C.- Emisión del primer par de brotes axilares.
- D.- Aparición de las inflorescencias en el ápice del tallo.
- E.- Aparición de las inflorescencias laterales.
- F.- Inicio de la senescencia en el primer par de hojas.

Destacándose que el ciclo biológico es de 76 días en la siembra de enero y de 60 días en la siembra de abril, lo que se debe al efecto de la mayor temperatura en este último que provoca un crecimiento más rápido.

Tabla 1. Formas y usos generales de la planta de albahaca (Ruiz, 2006).

Usos	Formas de uso
Desinflama colon	En cocimiento de albahaca y hierbabuena (80 g de cada uno por litro de agua), se pone en un trozo de arcilla y le aplica sobre el colon durante una hora. Se repite cambiando la arcilla.
Calma Indigestión	En infusión con 35 g de la planta por litro de agua..
Provoca sueño	Se cocinan 15 g de la planta por litro de leche.
Aumenta secreción de leche materna	Tomando tres tazas diarias entre las comidas
Inflamación de ojos	Machacadas algunas hojas y pasadas por infusión se aplican en forma de loción con ayuda de una tela o gasa
Contra la tos	Se cocina la planta 25 g por litro de agua y se toman tres tazas diarias.
Detiene el vómito	Tomando las hojas cocinadas, 30 g de hojas por litro de agua. Tomar una o dos tazas después de vaciar el estómago
Alivia el dolor de cabeza	Haciendo infusión de hojas y flores 15 g por litro de agua.
Cura el dolor de garganta	Con gárgaras de la infusión anterior.
Quita el resfriado y aumenta la leche materna	El cocimiento de 10 g de hojas en medio litro de vino. Se toma bien caliente.
Artritis	Con llantén y suelda
Debilidad y cansancio	Un poco de hojas en agua dulce hirviendo, es óptimo reconfortante.

Por todo lo anterior y por la gran demanda y crecimiento de los cultivos orgánicos en Baja California Sur, especialmente el cultivo de la albahaca proponemos estrategias de manejo agroecológico de bajo impacto, incluyendo biofertilizantes y sistemas de preparación del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en la unidad experimental orgánica certificada (MÉXICO-OTCO-CO-93-00276) situada en el Campo Agrícola Experimental de La Universidad Autónoma de Baja California Sur (CAEUABCS), en la ciudad de La Paz, Estado de Baja California Sur, localizado en la parte meridional de la península de Baja California, en el noroeste de México. Baja California Sur se ubica entre los paralelos 22° 52' y 28° 00' latitud norte y 109° 15' y 115° 05' longitud oeste, limita al norte con el Estado de Baja California, al sur y al oeste con el Océano Pacífico y al este con el Golfo de California que lo separa del resto del territorio mexicano. La mayoría de los suelos del estado presentan una textura areno-migajosa, el contenido promedio de MO en este tipo de suelos en la región es de aproximadamente 0.4%. En esta zona se presenta un clima BW (h') h w (e), es decir, seco desértico cálido, con una temperatura media anual mayor a 22 °C y con lluvias predominantes en verano, la precipitación promedio anual es de 184 mm. El suelo del sitio experimental presenta un contenido de arena de 75%, 15 % de limo y 10 % de arcilla.



Figura. 4. Vista general del experimento de campo (Beltrán, 2003).

El estudio se realizó durante los años 2003 y 2004, utilizando un diseño de bloques completos al azar con arreglo en parcelas divididas con tres repeticiones. La unidad experimental (Figura 4) tuvo una dimensión de 6 x 10 m (60 m²). Los factores en estudio fueron Labranza (A) y Abono verde (B). En el factor A se evaluaron tres niveles de labranza (L1: labranza convencional, consistente en un paso de arado (Figura 5) y dos de rastra; L2: labranza mínima, consistente en dos pasos de rastra y L3: labranza óptima con un solo paso de rastra (para incorporar los residuos). El factor B consistió en la aplicación de dos niveles de abono verde (con incorporación y sin incorporación) sobre cada uno de los niveles de labranza (Figura 6). El abono verde utilizado fue frijol dolichos, especie leguminosa de amplia aceptación en Centroamérica como abono verde en agroecosistemas conservacionistas (Murphy y Colucci, 1999). La incorporación del abono verde el cual se sembró únicamente en las unidades correspondientes al tratamiento “con incorporación”, se realizó cuando el frijol dolichos presentó un 10 % de floración, a los 90 días después de la siembra. El abono verde se sembró en las parcelas dentro de la unidad experimental y, posteriormente, se incorporó enterrándolo en el suelo con una rastra excéntrica de discos cuya profundidad de trabajo oscila entre 15 y 20 cm.

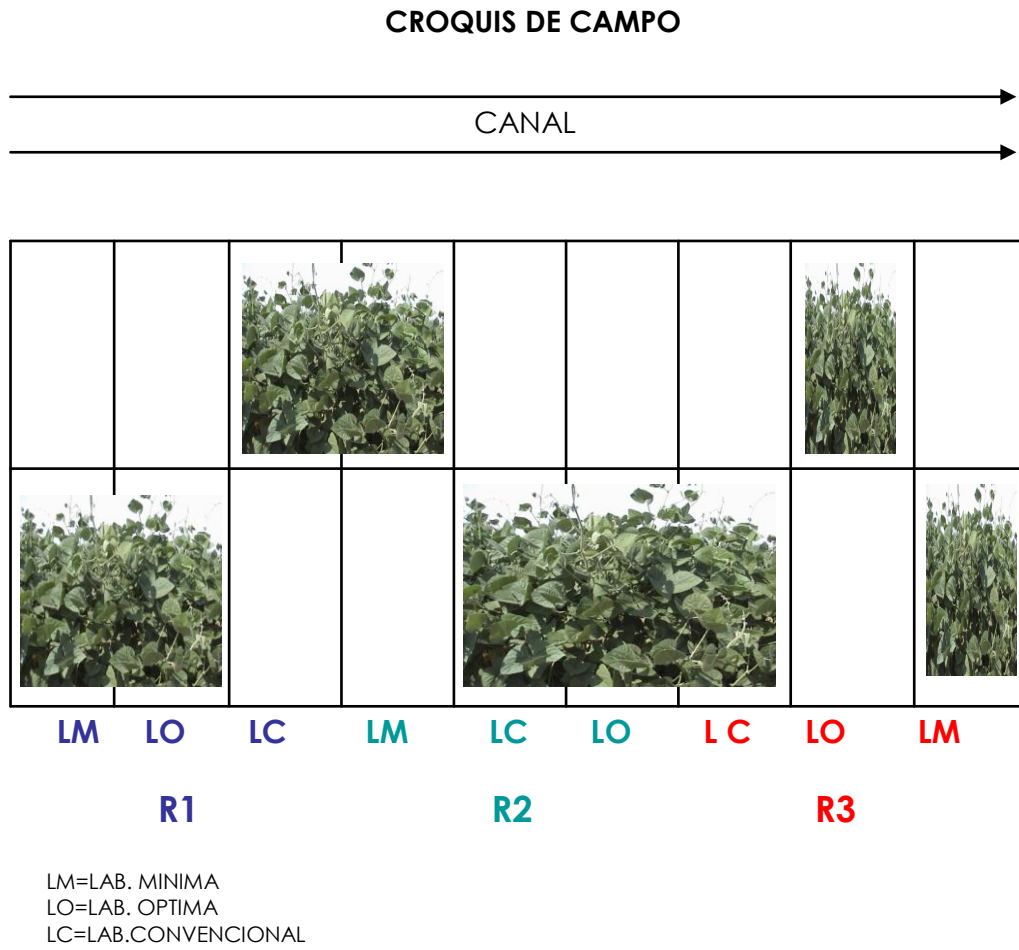


Figura. 5. Localización de los tratamientos en campo.



Figura. 6. Preparación mecánica del suelo (Beltrán, 2003).

Variables físicas y químicas del suelo

Las variables físicas y químicas del suelo incluidas en el estudio fueron el contenido de MO (%), la cual se determinó mediante la técnica de Walkey y Black; N total (%) se obtuvo mediante el digestor Kjeldahl, el P (mg kg^{-1}) se determinó por el método de Olsen; el K (mg kg^{-1}) por el método de Pech y la densidad aparente (g cm^{-3}) por el método de la parafina. Los muestreos de suelo se realizaron con barrena a una profundidad de 0-30 cm. El primer muestreo exploratorio de suelos se realizó en febrero de 2003, el segundo muestreo en abril de 2003, el tercer muestreo en julio de 2003, el cuarto muestreo se llevó a cabo en febrero de 2004 y finalmente el quinto muestreo en junio de 2004.

Área foliar (Af)

Para las determinaciones de área foliar se procedió de la siguiente manera: al momento de la cosecha se tomaron al azar 10 plantas por cada tratamiento (Figura 7), midiéndose en laboratorio mediante un integrador de área Li-Cor, Modelo LI-300 (LI-COR, Inc. Lincoln, NE), el cual mide el área directamente, proporcionándola en pantalla digital (cm^2) para determinar el área foliar por hoja, lo que permitió obtener el área foliar total por planta.



Figura. 7. Cosecha de hoja de albahaca para determinación de área foliar

Masa fresca (MF)

La determinación de masa fresca foliar total (g) se determinó con un muestreo de 10 plantas por cada tratamiento, el primer muestreo se realizó a los 40 días después del transplante (40 ddt) y el segundo muestreo se realizó al momento de la cosecha (65 ddt), obteniéndose la masa fresca de la parte aérea (Figura 8).



Figura. 8. Cosecha de hoja de albahaca para determinación de masa fresca

Masa seca (MS)

Para obtener la masa seca (g) total se muestrearon 10 plantas representativas de cada tratamiento, tomándose como base las plantas muestreadas de la masa fresca foliar, donde el primer muestreo se realizó a los 40 días después del transplante (40 ddt) y el segundo muestreo se realizó al momento de la cosecha (65 ddt) y secándose en estufa a 70 °C por 48 horas hasta peso constante.

Análisis nutrimental

El análisis nutrimental se realizó únicamente para el tercer año de la fase experimental realizándose un muestreo de 10 plantas por cada tratamiento, determinándose cada nutrimento (Ca, Mg, K, y P), mediante la metodología de absorción atómica y calorimétrica propuesta por Alcántar y Sandoval (1999), de la misma manera se determinó nitrógeno por la metodología de digestión Microkjeldahl propuesta por Alcántar y Sandoval (1999).

Rendimiento

La cosecha se realizó cuando las plantas se encontraron en pleno desarrollo, cortando las hojas frescas preferentemente temprano por las mañanas. Se evaluaron tres cortes de masa fresca, para ello se cuantificaron los rendimientos de 10 plantas por cada tratamiento mediante la recolección directa de parcela a parcela (Figura 9). Para obtener los rendimientos agrícolas por unidad de superficie ($t\ ha^{-1}$), se consideró la sumatoria de los tres cortes.

La albahaca en fresco se acondicionó mediante la confección de 3 a 4 pequeños atados de la parte foliar de la planta. Se ataron por la base con un papel mojado sujeto con una banda elástica; con 26 a 30 atados formados se completa un cajón "torito" de aproximadamente 8 a 10 kg de peso.



Figura 9. Cosecha de albahaca para determinación del rendimiento

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

El análisis de varianza a nivel factorial y la serie de experimentos (Tabla 2) no muestran valores que indiquen diferencias significativas para los efectos primarios ni las interacciones; sin embargo, se muestran significancias para pH, P y K en el factor labranza. Asimismo, el factor incorporación tiene alta significancia en pH y K. Con respecto a las interacciones de los otros factores incluidos en el modelo estadístico, el análisis indicó diferencias altamente significativas en la fecha de muestreo para todas las variables de estudio. La significancia menor mostrada en los factores labranza e incorporación se debe a la heterogeneidad del suelo presentada. En este contexto, se han encontrado recomendaciones que indican que en este tipo de estudios de campo no es conveniente realizar análisis sujetos a un momento o espacio debido a los procesos de cambio en el suelo (Trangmar *et al.*, 1987), ya que la respuesta de los tratamientos depende de un alto número de factores, no solo aquellos considerados en el diseño experimental (Warren y Méndez, 1982).

Tabla 2. Cuadrados medios de los análisis de varianza (ANOVA) de sistemas de labranza e incorporación de frijol dolichos como abono verde, establecidos en bloques completos al azar con arreglo de parcelas divididas.

FV	G	Cuadrado medio					
		MO	pH	P mg kg ⁻¹	NT	K mg kg ⁻¹	DA
FE	4	0.2453**	2.4563**	0.0355**	0.0000405**	2216.89**	0.147**
REP (FE)	10	0.1019**	0.0311*	0.0074	0.0000190**	90.95	0.007
LAB	2	0.0068	0.0670**	0.0192*	0.0000013	164.91*	0.015
FE*LAB	8	0.0308	0.0520**	0.0041	0.0000047	143.60**	0.047**
Ea	20	0.0296	0.0139	0.0089	0.0000051	62.72**	0.009
INC	1	0.0650	0.1130**	0.0003	0.0000082	341.17**	0.000
LAB*INC	2	0.0039	0.0037	0.0192*	0.0000007	59.47	0.004
FE*INC	4	0.0041	0.0399*	0.0025	0.0000005	88.09	0.024
Eb	8	0.0127	0.0262	0.0038	0.0000024	59.26	0.008

GL = grados de libertad, *,** = significancia estadística a los niveles de 0.01 y al 0.05, respectivamente. FV: fuente de variación, G.L.: grados de libertad, FE: fecha, LAB: labranza, FE*LAB: fecha por labranza, Ea: Error a, INC: incorporación, LAB*INC: labranza por incorporación, FE*INC: fecha por incorporación, Eb: Error b MO: materia orgánica, pH: potencial hidrogeno, P: fósforo, NT: nitrógeno total, K: potasio, DA: densidad aparente.

En relación a lo anterior, Morkoc *et al.* (1985) señalaron que es aconsejable usar otras técnicas estadísticas de análisis, interpretación y estimación que tomen en cuenta la heterogeneidad en la parcela experimental.

Por otro lado, la escasa diferencia entre algunos de los factores en estudio se debe también a que los sistemas conservacionistas y la utilización de abonado verde generalmente necesitan varios años antes de inducir diferencias altamente significativas en las características físicas y químicas del suelo (Thönnissen *et al.*, 2000a; Thönnissen *et al.*, 2000b; Bayer *et al.*, 2001).

Tomando como base el resultado del ANOVA, en la Tabla 3 se presenta la comparación de medias para el factor fechas, observándose que el tercer muestreo, realizado dos meses después de la incorporación, presentó valores significativamente mayores para MO y los minerales N, P y K, indicando con ello que el contenido de MO y los mencionados macronutrientes se encontraban en general en menores concentraciones y, que dos meses después de la incorporación de abono verde, la concentración se incrementó significativamente. Se observó una tendencia en el aumento en el pH del suelo a medida que transcurrió el tiempo.

Tabla 3. Comparación de medias para las variables MO, pH, macronutrientes y DA con respecto a cinco fechas de muestreo en un experimento de sistemas de labranza e incorporación de frijol dolichos como abono verde.

Muestreos (fechas)	MO	pH	P mg kg ⁻¹	% N	K mg kg ⁻¹	DA
1	0.543 b	8.894 a	0.593 b	0.028 b	9.180 c	1.434 a
2	0.536 b	8.120 d	0.191 c	0.026 b	26.556 b	1.282 b
3	0.758 a	8.522 b	0.703 a	0.038 a	39.994 a	1.381 ab
4	0.543 b	8.250 c	0.426 b	0.028 b	22.004 b	1.498 a
5	0.441 b	7.953 d	0.528 b	0.021 b	27.479 b	1.497 a

Medias en la misma columna con distinta letra son diferentes estadísticamente, Tukey ($P < 0.05$). MO: materia orgánica, pH: potencial hidrogeno, P: fósforo, NT: nitrógeno total, K: potasio, DA: densidad aparente.

La cantidad de abono verde aplicada al suelo fue en promedio de 50 t ha^{-1} . La producción de materia seca del frijol dolichos fue de aproximadamente 13 t ha^{-1} .

En climas templados el aporte de N mediante la mineralización neta anual es de unos 45 a 150 kg ha^{-1} en los primeros 30 cm del suelo, considerando la relación C/N que presenta el abono verde (Beltrán-Morales, 2003).

En el análisis de correspondencia canónica que se muestra en la Figura 9 se aprecia con mayor claridad el efecto de la incorporación del abono verde de frijol dolichos y su efecto positivo en el contenido de MO, N, P y K. Se observa el agrupamiento de los muestreos de suelos según el orden de muestreo donde el muestreo tres, el cual se realizó dos meses después de haber incorporado el abono verde de frijol dolichos, se ubicó en la sección positiva de los ejes canónicos.

La agrupación de los datos de esta misma figura con relación a los sistemas de labranza utilizados en este trabajo, sugiere que existe una estrecha relación positiva entre los sistemas de la labranza óptima (F3), labranza mínima (D3) y labranza convencional (B3) con respecto al contenido de MO y macronutrientes en el suelo, provenientes de la incorporación previa del abono verde. En este sentido, Fox y Bandel (1986) determinaron que una disminución de pasos de maquinaria para preparar el suelo, con el sistema de labranza mínima y labranza óptima, reduce las pérdidas de MO. En este contexto, Havlin *et al.* (1990) concluyeron que la mínima labranza incrementa la cantidad de residuos de cosecha sobre la superficie del suelo e incrementa la disponibilidad de N. Asimismo, Kitur *et al.* (1984) y Dick (1983) coinciden en que debido al incremento de MO en el suelo manejado con los sistemas de labranza mínima y labranza óptima se promueve un mayor potencial de inmovilización y disponibilidad de N para las plantas.

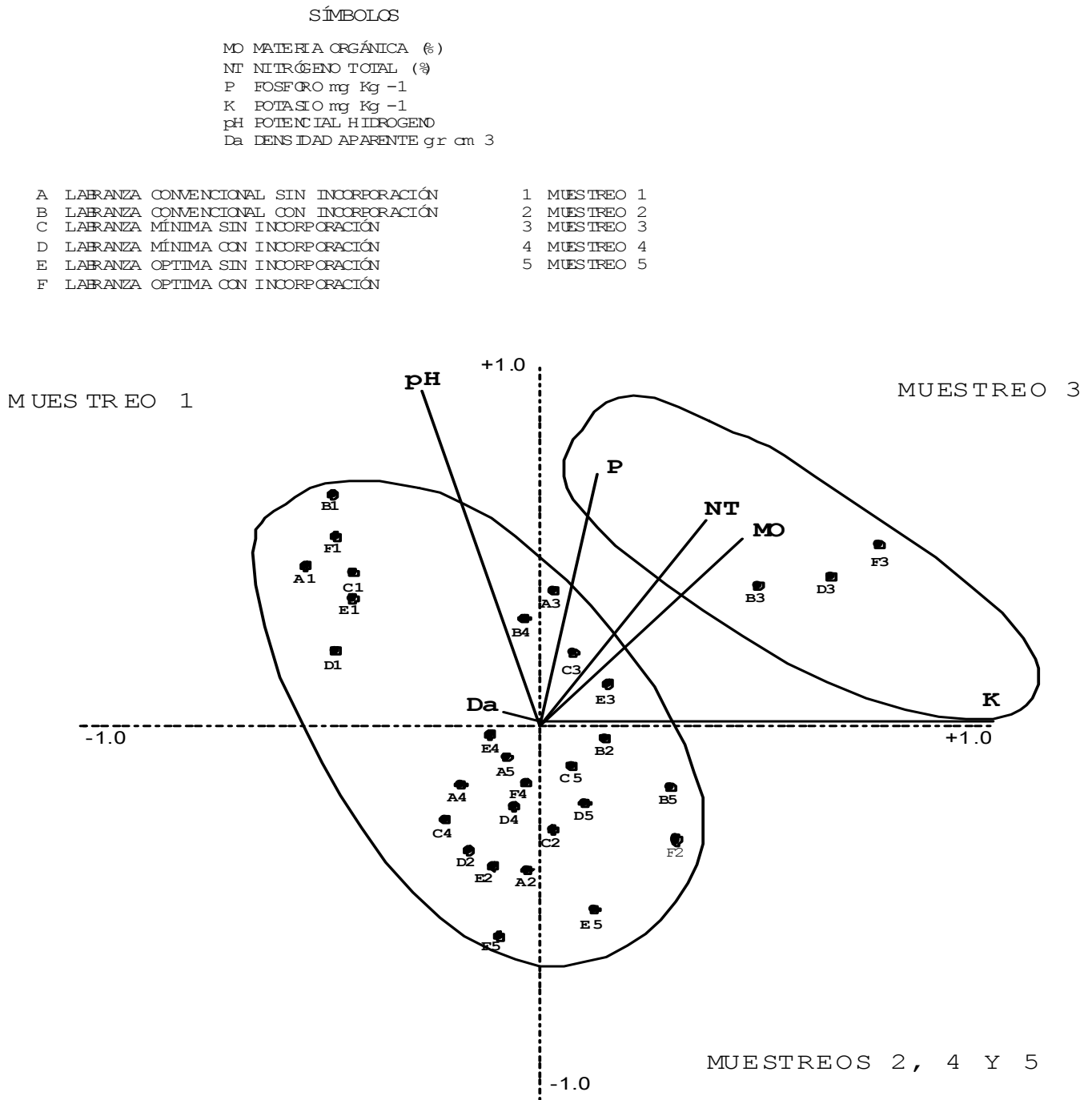


Figura. 10. Análisis de correlación canónica (ACC) para niveles de labranza e incorporación de abono verde.

Los residuos de cultivos han mostrado proveer los nutrimentos esenciales para la mayoría de las especies de plantas (Walters *et al.*, 1992). Nyborg *et al.* (1995) han señalado que además de mejorar la condición física y biológica del suelo, la incorporación de residuos puede prevenir por completo su degradación. Humpheys (1995) mencionó que la utilización de frijol dolichos como abono verde conserva la fertilidad del suelo, promoviendo también la fijación biológica de N enriqueciendo el suelo de una manera ambientalmente limpia.

Área foliar (Af)

El efecto de los sistemas de labranza en el indicador área foliar mostró diferencias significativas entre los tipos de labranza (Figura 11), la albahaca cultivada mediante labranza convencional presentó menor superficie foliar que la cultivada en labranza óptima y labranza reducida. Estos resultados corresponden adecuadamente con las diferencias provocadas por el contenido de materia orgánica del suelo que se incrementó con el tratamiento de labranza óptima y reducida.

En el caso del área foliar, mostró un efecto positivo en la superficie foliar de las plantas con diferencias estadísticas que presentó la incorporación de abono verde. Poniéndose de manifiesto una mayor superficie foliar lo que facilita la intercepción y la fijación de la energía luminosa, posibilitando un aumento en el traslado de fotoasimilatos desde las hojas a las flores. Considerando que una no adecuada formación en la superficie foliar de las plantas, conlleva a una reducción importante de los procesos asimilativos, fundamentalmente la fotosíntesis, Al respecto señalan (Gómez *et al.*, 2000), que la deficiencia hídrica provoca reducción de la superficie foliar, que puede o no superarse en función del estadio de desarrollo en el cual se presente, esto esta relacionado a que la labranza óptima y reducida presenta un contenido mayor de humedad en el suelo que la labranza convencional, debido a menor disturbio del suelo.

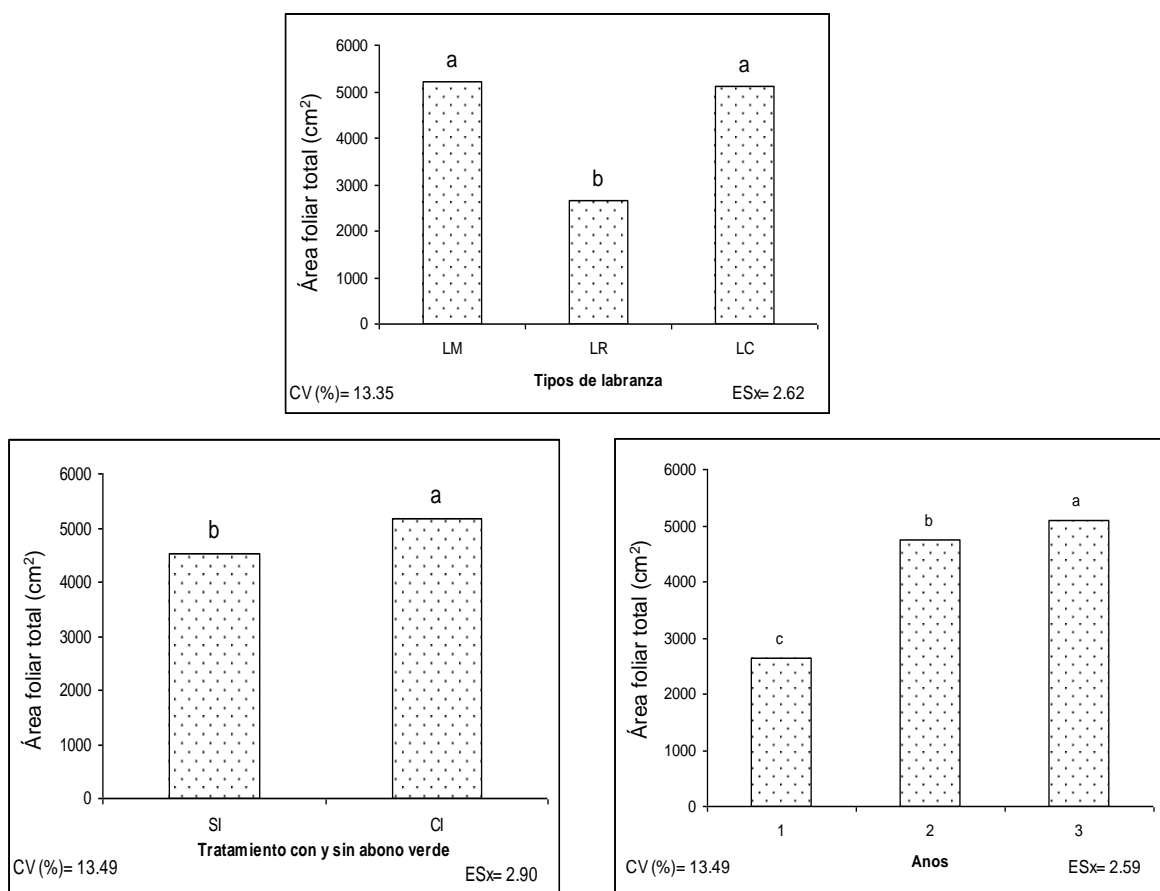


Figura. 11. Respuesta del área foliar promedio de las hojas de plantas de albahaca a la aplicación de los tipos de labranza y uso de frijol dolichos como abono verde. Valores con la misma letra en barras indican igualdad estadística, Tukey ($P \leq 0.05$) LO: labranza óptima, LR: labranza reducida, LC: labranza convencional, CI: con incorporación, SI: sin incorporación.

En el presente estudio, el aumento de la superficie foliar se incrementó a medida que se incrementó la materia orgánica del suelo, lo cual mostró un efecto positivo debido a la influencia del nitrógeno en la superficie foliar (Ressia, *et al.* 2003 y Cicore, *et al.* 2005). Estos resultados tienen una tendencia similar a lo señalado por Barroso (2003) en otras condiciones experimentales, Benito (2000), Vasilas *et al.* (1989), y Andrade, *et al.* (2000a) los que establecen que las limitaciones en la disponibilidad de nitrógeno puede reducir la generación de área foliar, la captación de energía solar, el crecimiento, el número de semillas por unidad de superficie y, por ende, el rendimiento.

Masa fresca (MF)

En la figura 12 se presentan los valores alcanzados por la variable masa fresca foliar, donde se encontró que la interacción de los tratamientos empleados indujeron diferencias significativas en la biomasa foliar de las plantas evaluadas. En el caso de la biomasa foliar, los mejores resultados se alcanzaron con el tratamiento donde se aplicó la labranza óptima con incorporación de abono verde en un 94 % y 95.6 % mayor que la labranza convencional y reducida, respectivamente.

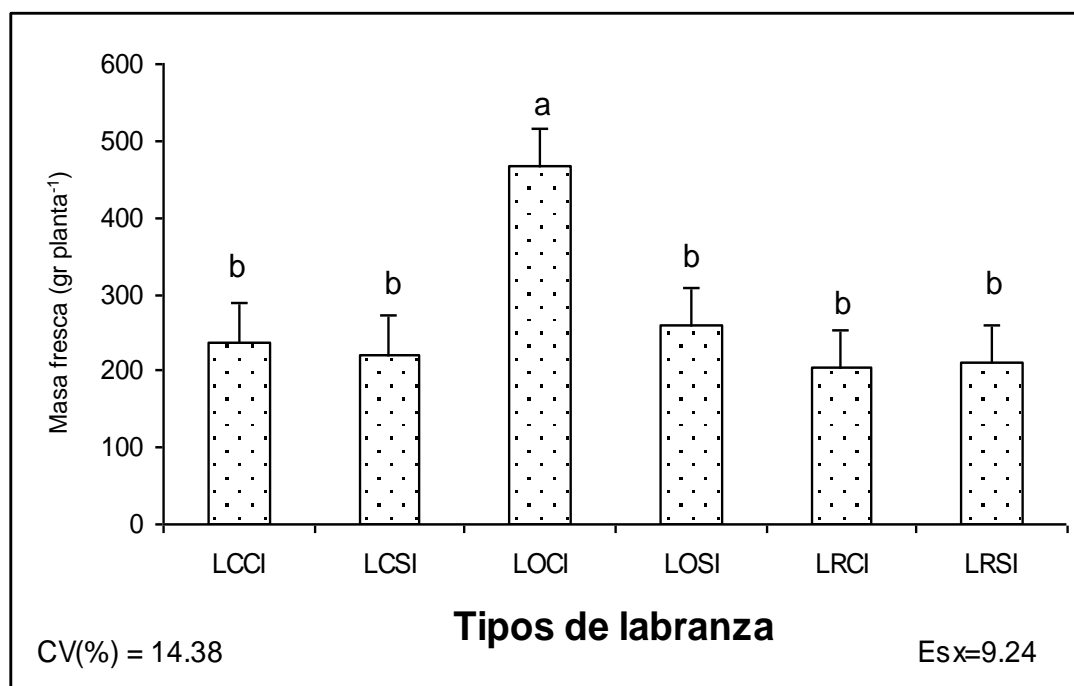


Figura. 12. Influencia de masa fresca foliar promedio de plantas de albahaca a la aplicación de los tipos de labranza y uso de frijol dolichos como abono verde. Valores con la misma letra en barras indican igualdad estadística, Tukey ($P \leq 0.05$) LOSI=Labranza óptima sin incorporación de abono verde, LOCI= Labranza óptima con incorporación de abono verde, LRCI= Labranza reducida con incorporación de abono verde, LRSI=Labranza reducida sin incorporación de abono verde, LCCI= Labranza convencional con incorporación de abono verde, LCSI= Labranza convencional sin incorporación de abono verde.

Este resultado es de suma importancia para el manejo del agua en este cultivo, sobre todo si se considera que la hoja es el principal órgano de la planta de albahaca blanca utilizado en la producción en verde. Asimismo, estos resultados se deben en lo fundamental a la incorporación de fitomasa que agrega materia orgánica y por lo tanto mantiene por más tiempo la humedad en el suelo, esto trae como

consecuencia favorecer el crecimiento vegetativo y en estas condiciones las plantas presentan un alto contenido de agua en sus órganos, principalmente en los aéreos, como se mencionó en el acápite de humedad del suelo donde se encontró que la labranza óptima y por su parte la incorporación también obtuvo valores mayores en la retención del contenido de humedad. Estos resultados presentan tendencia similar con los señalados por Barroso (2003) en albahaca mediante diferentes niveles de humedad, quien encontró valores similares en masa fresca y por los informados en melón por Pérez *et al* (2004), en tomate por Ortega *et al* (2001) y los señalados en *Vicia faba* por Vinther (2005).

Masa seca (MS)

El análisis estadística no presentó significación para las interacciones. Pero el análisis de varianza por separado para esta variable no reveló diferencias significativas entre los niveles de labranza. En la figura 13 se aprecia la acumulación de masa seca foliar en los diferentes niveles de labranza, sin embargo al no haber una significación si se presenta una mayor tendencia entre los tipos de labranza óptima y labranza reducida con respecto a la labranza convencional. Al comparar la LO con la LC se aprecia una mayor masa seca en LO, aunque como se señaló anteriormente no fue significativa, esto puede deberse al comportamiento de las plantas, principalmente en la labranza convencional quien tuvo la menor conservación de humedad del suelo, la cual puede estar estrechamente relacionado con un posible disminución de la fotosíntesis como fue señalado por (Bradford y Hsiao 1982).

Este comportamiento en la labranza óptima y labranza reducida podría ser atribuido, a la menor mineralización neta de N y mayor desnitrificación del suelo, los que determinan menores niveles de N-NO_3^- . Estos resultados tienen una tendencia similar a lo encontrado por Peoples *et al.* (2001).

De la misma manera los resultados del presente estudio presentan una tendencia similar a los informados por Dell'Amico, *et al.* (1995), en el efecto de diferentes normas de riego sobre el cultivo de tomate, y a los indicados por Barroso (2003) en albahaca con diferentes niveles de humedad en el suelo. Asimismo a los resultados obtenidos por Cicore *et al* (2005) quienes determinaron el efecto de la labranza en la materia seca, siendo mayor en el sistema de siembra directa con respecto a la labranza convencional, aunque no se presentaron diferencias significativas.

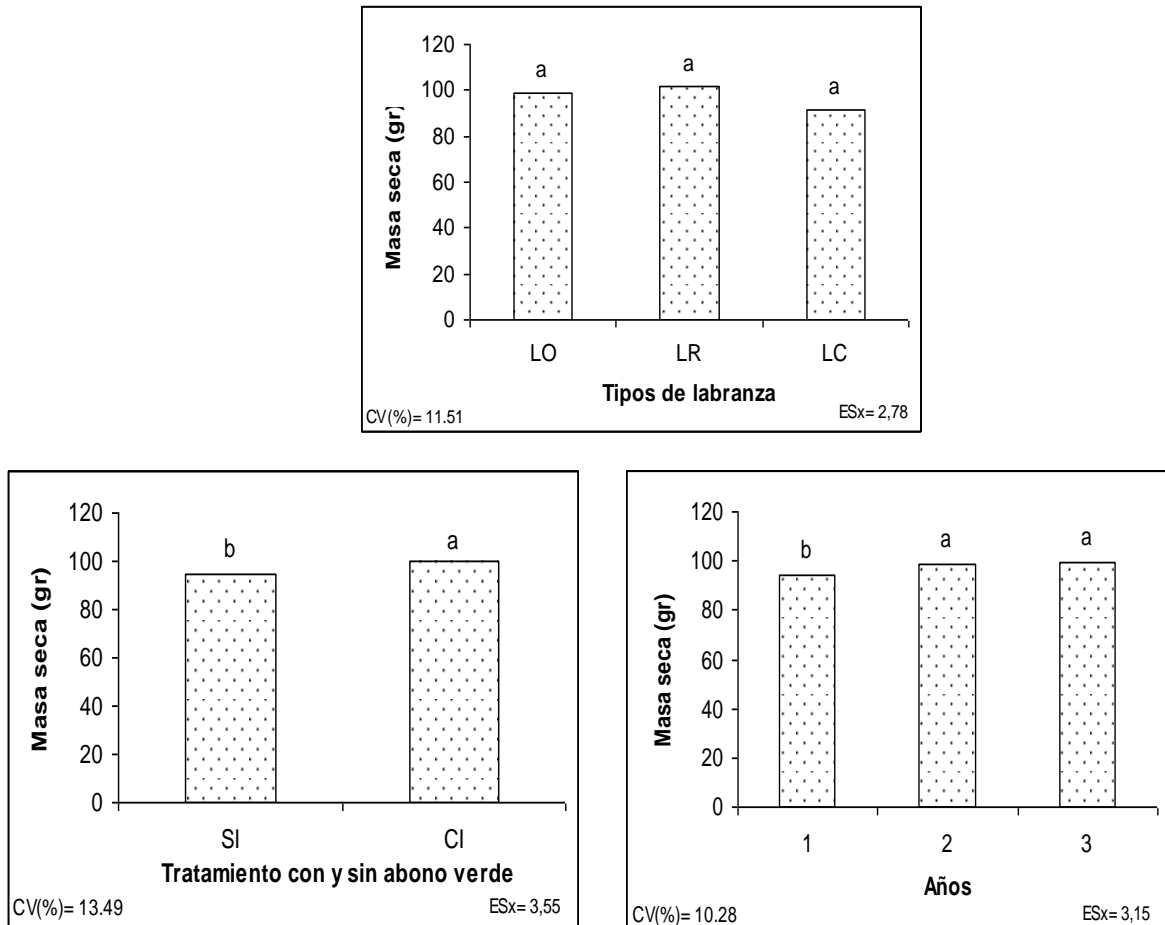


Figura. 13. Efecto de los tipos de labranza y uso del fríjol dolichos como abono verde en la masa seca foliar promedio de albahaca bajo condiciones de Baja California Sur, México, 2002-2004. Valores con la misma letra en barras indican igualdad estadística, Tukey ($P \leq 0.05$) LO: labranza óptima, LR: labranza reducida, LT: labranza convencional, CI: con incorporación, SI: sin incorporación.

En el caso de la incorporación y sin incorporación de abono verde se aprecian diferencias significativas entre el nivel a favor de la aplicación del abono verde lo que es lógico ya que la incorporación de dolichos posiblemente fue suficiente para garantizar en las plantas un balance de nutrientes y conservación de humedad del suelo con su consiguiente repercusión en la biomasa de las plantas, estos resultados son similares a los encontrados por (Espinoza *et al.*, 1998; Galeana *et al.*, 2000 y Dimas *et al.*, 2000) en diferentes cultivos.

En la misma figura al realizar el análisis de los años de estudio se observó diferencias significativas, con una tendencia mayor del segundo y tercero con respecto al primer año, esto se debe a la incorporación de materia orgánica y a mayor cantidad de nutrimentos para la planta y por lo tanto

mayor capacidad de producción de materia, lo cual presenta una tendencia similar con los resultados señalados por Mora *et al* (2001).

Estado nutricional de la planta

En la Tabla 4 se presentan los valores promedio para la absorción total de cada nutrimento durante el ciclo de crecimiento de las plantas. El nutrimento que más se encontró en las plantas fue el K, seguido en orden decreciente por el N, Ca, Mg y por último el P. Los resultados obtenidos en el presente estudio son una relación aproximada de extracción máxima de nutrimentos en las plantas, la cual ocurre en promedio en el orden N:P₂O₅:K₂O:MgO:SO₄:CaO, lo cual sería equivalente a las proporciones 6:3:10:1:2:1, respectivamente. Esto puede ser posible debido a que la planta absorbe del suelo elementos mayores, es decir, en grandes cantidades, el N y el K; aunque el P generalmente se incluye dentro de este grupo de nutrimentos mayores porque se aplica en grandes cantidades, no es en realidad consumido por la planta en gran magnitud, sino que su uso a partir del suelo resulta muy ineficiente. Por otra parte el N además, puede ser fijado biológicamente a partir de la atmósfera por algunas bacterias que se asocian a las plantas. Estos resultados son similares a los señalados por Bertsch (2003) en diferentes cultivos.

Se puede decir, que existe una correlación positiva entre la labranza convencional con los nutrimentos N y Mg, en contraste se puede apreciar en el eje opuesto el posicionamiento de la labranza óptima, con quien estos nutrimentos presentan una correlación negativa. De la misma manera la labranza reducida se correlaciona positivamente con los nutrimentos P y Ca, contrastando con el contenido de K, el cual presenta una correlación negativa. De forma similar el incremento en la absorción de nutrimentos debido a la incorporación del abono verde es posible que se deba al desarrollo de un mejor y más profundo crecimiento radical, así como a la reducción de sustancias fitotóxicas cuando se incorporan las leguminosas como abonos verdes como lo indican Senaratne y Hardarson (1988). Los resultados del presente estudio presentan una tendencia similar a los indicados por Sharma y Gosh (2000) quienes indicaron que con la incorporación de *Sesbania cannabina* como precedente de la papa se logró incrementar los rendimientos del tubérculo en 51 q ha⁻¹. También se incrementó el rendimiento del trigo en 80 kg ha⁻¹ cuando se aplicaron abonos verdes.

En la Tabla 4 se observa que hay significación de los tratamientos estudiados con la incorporación del abono verde con respecto a la no incorporación, los resultados del presente estudio se deben a que con la utilización del abono verde solo presentó un incremento numérico no significativo en el contenido de nutrimentos asimilables y el contenido de cationes canjeables. Sin embargo, la concentración foliar de

N, K, P se incrementó con la utilización del abono verde. El aumento de los contenidos de estos elementos en la planta, posiblemente se debe al efecto conocido del abono verde en el aporte, reciclaje y movilización de nutrientes en particular de formas estables de P y K, convirtiéndolos en formas asimilables para las plantas. Los abonos verdes ayudan de igual forma a la formación de ácidos orgánicos fundamentales en el proceso de solubilización de los minerales del suelo.

De la misma manera, tal respuesta se debe a la mejora de las características del suelo y al suministro de nutrientes, esto sucede cuando se incorpora fitomasa, la cual no solamente suministra N, sino que también incrementa la eficiencia nitrógeno existente. Esto se debe al efecto de la acción conjunta de la fitomasa transformada en materia orgánica que ocasiona una mejora en las características del suelo y de la misma manera al suministro de nutrientes, dando lugar a un mayor y más profundo crecimiento radical realizando las plantas mayor absorción del nitrógeno. Según Magallanes *et al.*, (2006) esto mismo sucede en el cultivo de maíz en un suelo calcáreo.

Tabla 4. Comparación de valores promedio del contenido nutrimental de albahaca en (mg kg⁻¹).

Labranza	N	P	K	Ca	Mg
LO	2.941 a	0.381 b	4.493 a	2.92 b	0.775 a
LR	3.120 a	0.388 b	3.818 b	3.00 a	0.691 b
LC	3.110 a	0.449 a	4.160 a	4.03 a	0.888 a
Tratamiento					
CON	3.1969 a	0.484 a	4.3865 a	5.07 a	1.020 a
SIN	2.9178 b	0.415 b	3.9177 b	3.00 b	0.757 b

Valores con la misma letra en columna indican igualdad estadística DMS Tukey ($P \leq 0.05$) LO: labranza óptima, LR: labranza reducida, LC: labranza convencional, CON: con incorporación, SIN: sin incorporación, N: nitrógeno, P: fósforo, K: potasio, Ca: calcio, Mg: magnesio.

Los resultados obtenidos también presentan una tendencia similar con lo indicado por Chen y Aviad (1990) quienes encontraron incrementos en el rendimiento de trigo en 35 % con la aplicación combinada del abono verde y el fertilizante mineral. Y a lo informado por Sharma y Gosh (2000). De la misma manera a los resultados similares obtenidos por Becker *et al* (1995) quienes encontraron que hasta 75 kg ha⁻¹ de N en las plantas de arroz es la cantidad precisa para que el N del abono verde sea utilizado más eficientemente que el aplicado en forma de N-urea.

Rendimiento (R)

Los resultados obtenidos en el incremento del rendimiento y sus componentes debido a la incorporación según se observó, se pudieron deber a los efectos de la incorporación de la leguminosa, que ejerció sobre las características químicas y físicas del suelo y en el estado nutricional de las plantas. Asimismo los tratamientos repercutieron en una mayor formación de fitomasa y contenido de macronutrientes de las hojas de albahaca.

Es de esperarse que esta información sea utilizada por los agricultores locales y se logre como resultado un aumento en la producción de albahaca de BCS. Asimismo, los análisis estadísticos reflejan el incremento de las variables antes mencionadas con respecto al rendimiento; sin embargo, aunque no todas las variables resultaron estadísticamente superiores, cabe mencionar que biológicamente se aprecia un incremento significativo para el tipo de suelo y sobre todo en la variable de MO, que al inicio de la investigación tenía un 0.22 % y al final se incrementó a 0.75 %, esto indica que el incremento acumulativo de 0.5 %, para este tipo de suelo resulta de importancia primordial por las condiciones de aridez y escasez nutrimental en que se encuentra, de la misma manera se advierte el incremento de los nutrimentos N, P y K, esto quiere decir que la incorporación del frijol dolichos en cantidad de 50 t ha⁻¹ en este tipo de suelo viene a enriquecerlo, desde el punto de vista de las propiedades físicas y químicas del suelo, esto trae consigo un mejor comportamiento de los promotores del rendimiento, como el área foliar, número de hojas, masa fresca y altura de planta; los cuales, aunque estadísticamente no presentaron diferencias pero si biológicamente son desde el punto de vista agroecológico de suma importancia. Sobre todo porque tales cambios se reflejan considerablemente en el indicador de rendimiento.

Por otro lado el efecto de los niveles de labranza mostró significación estadística presentada, años de estudio y entre los tratamientos de incorporación y no incorporación de abono verde (Figura 14). Los promedios del rendimiento estuvieron directamente relacionados con los aportes de fitomasa y de nutrientes del abono verde, observándose que en la labranza óptima y la labranza convencional no presentan significación, aunque desde el punto de vista biológico se tuvo el mayor rendimiento en la labranza óptima (9.1 t ha⁻¹) y el menor en la labranza reducida (8.0 t ha⁻¹). Con respecto a los tratamientos de incorporación y no incorporación, siempre se tuvo significación estadística, por lo que el máximo rendimiento fue el de incorporación de abono verde (8.5 t ha⁻¹) con respecto al tratamiento de no incorporación (6.0 t ha⁻¹). Mientras que en los años de estudio el que tuvo el mayor rendimiento

fue el tercer año (8.3 t ha^{-1}) con respecto al primer año (6.1 t ha^{-1}) y el de menor rendimiento fue la labranza reducida sin incorporación de dolichos (5.8 t ha^{-1}). Esto es lógico ya que el frijol dolichos es una leguminosa que aporta gran cantidad de fitomasa y un aporte considerable de nutrimentos en su masa foliar, lo que caracteriza esta especie (Grant *et al.*, 1985; Knowles *et al.*, 1993; Huggins y Pan, 1993). Esto trae como beneficio de un incremento en el rendimiento de un 12.08 % de la labranza optima con respecto a la labranza convencional y la labranza reducida, por otra parte el incremento del rendimiento entre la incorporación del abono verde con respecto a la no incorporación fue de 29.41%, mientras que al paso de los años el incremento fue de un 26.50% del tercer año con respecto al primer año.

Con la incorporación del abono verde se obtuvo rendimientos del cultivo de la albahaca que fueron superiores a la no incorporación del abono verde, obteniéndose en general una alta eficiencia del cultivo de la albahaca en la utilización del N del suelo cuando se incorporó el abono verde, incrementándose el rendimiento/área con el N necesario para el cultivo.

Cuando no se incorporó el abono verde, se obtuvieron rendimientos de 6.2 t ha^{-1} . Esto indica que con el empleo del frijol dolichos fue posible incrementar los rendimientos del cultivo de la albahaca en un 30 %. Los resultados coinciden con los encontrados por Gliessman (1998), quien demostró que la incorporación de una leguminosa como abono verde en los sistemas agrícolas permite alcanzar una mayor productividad de los suelos en comparación con otros que no la incluyen. De la misma manera la alta productividad observada en los tratamientos con abonos verdes se debe además de los aportes de fitomasa y nutrientes de las especies, a los conocidos efectos complementarios que tienen los abonos verdes (Cameron, 1988; Labrador, 1990; Da Costa, 1991; Mehari *et al.* 2005;).

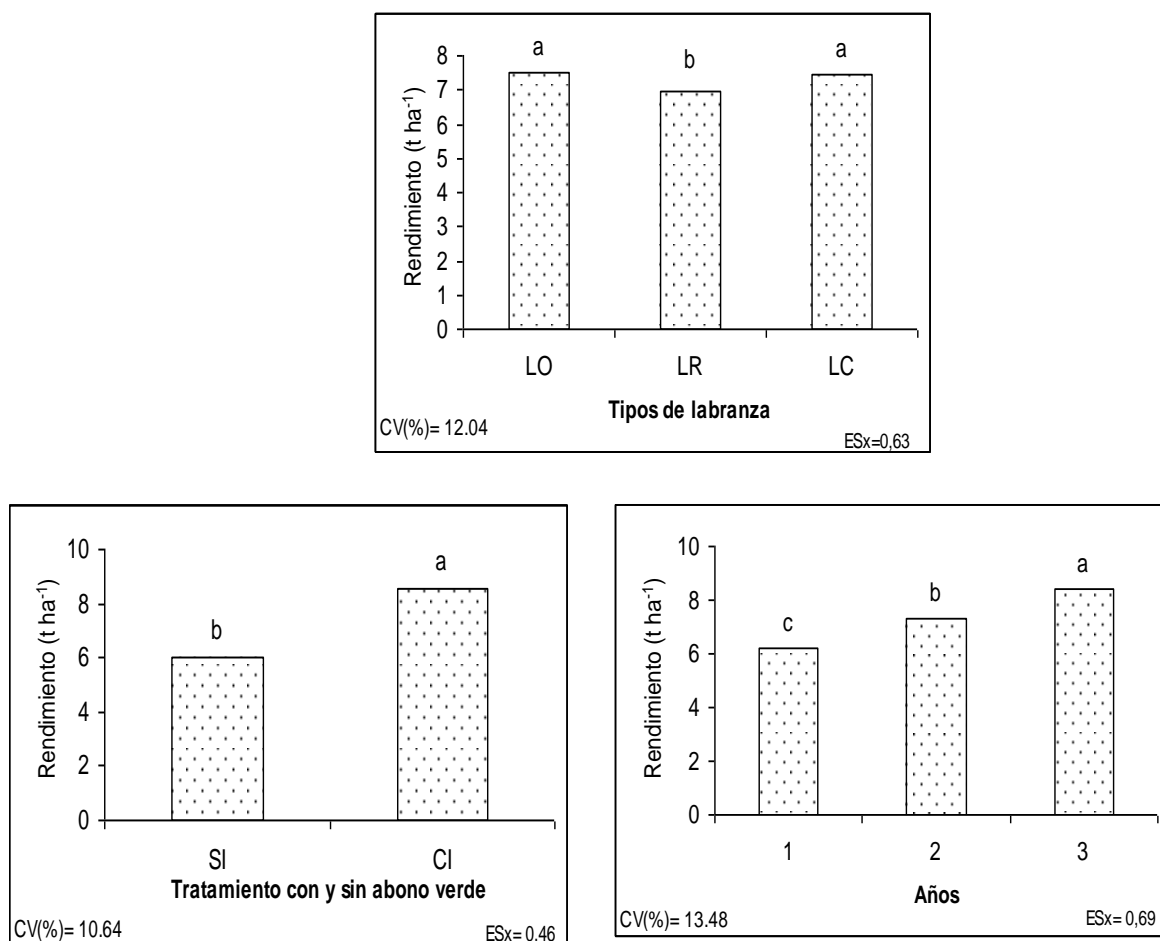


Figura. 14. Efecto de los tipos de labranza y uso del fríjol dolichos como abono verde en el rendimiento promedio de albahaca. Valores con la misma letra en barras indican igualdad estadística, Tukey ($P \leq 0.05$) LO: labranza óptima, LR: labranza reducida, LT: labranza convencional, CI: con incorporación, SI: sin incorporación.

Por otra parte estos resultados confirman lo referido por diversos autores en diferentes cultivos. En este sentido, Singh (1984) demostró que en el cultivo del arroz, la crotalaria fue utilizada como favorable junto a la sesbania. Por otra parte, Silva-Acuña (2005) y Sullivan, P. (2003) refieren que el abono verde puede suministrar como promedio de 30-60 kg de N al cultivo subsiguiente.

De la misma manera a los indicados por Muraoka *et al* (2001) quienes demostraron que las leguminosas como mucura y crotalaria son una buena alternativa como fuente de nitrógeno. Por su parte, Salazar *et al* (2002) en el estudio de efectos de sistemas de laboreo en el comportamiento de cuatro variedades comerciales de arroz, encontró que la labranza mínima presentó mayores rendimientos. De igual forma los resultados encontrados concuerdan de forma general con lo indicado

por Galeana *et al* (2000) en estudios similares con labranza de conservación indica que el rendimiento de maíz fue mayor con cobertura de veza y labranza de conservación que con labranza convencional, Por otra parte la producción de albahaca en condiciones de aridez de Baja California Sur es inferior a los rendimientos de material fresco obtenidos en Argentina, que informa rendimientos en un rango de 25 a 29 t ha⁻¹ (Paunero, 1999;), rendimientos con tendencia similar son indicados por autores españoles, que se encuentran en el rango de 10 a 15 t ha⁻¹ (Muñoz, 1993), de la misma manera INTA (1996), reporta rendimientos de albahaca de 27,6 t ha⁻¹ para los cultivares de hoja ancha, con porcentajes de hojas promedio del orden de los 88.17 %.

CONCLUSIONES

El frijol dolichos es un forraje verde de gran significancia para las zonas áridas y semiáridas, se utiliza con ventaja como cultivo de cobertura, su cubierta verde y densa protege el suelo contra la acción de los rayos del sol durante la estación seca, además disminuye la erosión por el viento o la lluvia. Como abono verde proporciona minerales, materia orgánica y fija el nitrógeno en el suelo de tal modo que mejora la producción de la cosecha de una manera económica y ambientalmente sana. Aunque se sabe en muchos países que el lablab tiene la capacidad de ser un recurso excepcional para los sistemas agrícolas en las zonas áridas y semiáridas, no está siendo utilizado a su máxima capacidad. En muchas áreas donde el lablab podría ser beneficioso, la capacidad de comprar la semilla es restringida debido a problemas económicos y la buena voluntad de los productores de tomar el riesgo en intentar una nueva práctica que permita ser una opción a sus paradigmas tradicionales. El esfuerzo se debe dedicar a conducir más investigación para ampliar conocimientos técnicos y prácticos sobre el frijol dolichos. La incorporación de frijol dolichos como abono verde en dosis de 13 t de materia seca ha⁻¹ puede implicar un aporte de hasta 366 kg de N ha⁻¹, 235 kg de K ha⁻¹ y 212 kg de Ca ha⁻¹, lo anterior confirma observaciones previas que establecen la potencialidad de dicha leguminosa como abono verde.

La utilización de abono verde (*Lablab purpúreos*) con 50 t ha⁻¹ de fitomasa en condiciones de altas temperaturas y bajas precipitaciones, contribuyó, a la mejora de la retención de humedad, disminuye la compactación, incrementa la materia orgánica, nutrimentos y favorece respiración microbiana.

En condiciones de aridez de Baja California Sur se puede producir albahaca combinando labranza óptima e incorporación de abono verde, (frijol dolichos), lo que mejora el rendimiento y la calidad para exportación, de tal modo que garantiza la productividad y sustentabilidad del recurso suelo. Los promedios del rendimiento estuvieron directamente relacionados con los aportes de fitomasa y de

nutrientes del abono verde, observándose que en la labranza óptima y la labranza convencional no presentan significancia, aunque desde el punto de vista biológico se tuvo el mayor rendimiento en la labranza óptima (9.1 t ha^{-1}) y el menor en la labranza reducida (8.0 t ha^{-1}). Con respecto a los tratamientos de incorporación y no incorporación, siempre se tuvo significación estadística, por lo que el máximo rendimiento obtenido se encontró en las parcelas con incorporación de abono verde (8.5 t ha^{-1}) con respecto al tratamiento de no incorporación (6.0 t ha^{-1}). Mientras que en los años de estudio el que tuvo el mayor rendimiento fue el tercer año (8.3 t ha^{-1}) con respecto al primer año (6.1 t ha^{-1}) y el de menor rendimiento fue la labranza reducida sin incorporación de frijol dolichos (5.8 t ha^{-1})

BIBLIOGRAFIA

- Adigüzel A., M. Güllüce, M. Öğütçü, F. Şahin, İ. Karaman. 2005. Antimicrobial effects of *Ocimum basilicum* (Labiatae) extract. Turk J Biol. 29: 155-160.
- Agostini, F., E. Sparvoli y De Siena C. 2003. Improving the physical properties of soil from the Biancana Badlands, Tuscany, Italy, by the use of amendment materials. Soil Use and Management 19:270-272.
- Altieri, A. M. 1999. Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable. Nordan Comunidad Editores. Uruguay.
- Aloyokhin, A. y R. Atildan. 2005. Reduced fitness of the Colorado potato beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) on potato plants grown in manure-amended soil. Environ. Entomol. 34(4):963-968.
- Álvarez, M., García M. y Trejo E. 1995. Los abonos verdes: Una alternativa natural y económica para la agricultura. Cultivos tropicales 16(3):9-24. Cuba.
- Andrade, F.H., L.A.N. Aguirrezábal y R.H. Rizzalli. 2000 a. Crecimiento y rendimiento comparados. *In*: Bases para el Manejo del Maíz, el Girasol y la Soja. (eds.). Editorial Médica Panamericana. Balcarce, Argentina. pp: 61-96.
- Amado, T.J.C. y Wildner, L. do P. 1991. Adubação verde. En: Manual de Uso, Manejo e Conservação do Solo e da Água. Santa Catarina. Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento. Florianópolis. pp. 105-117.

- Barroso, L. 2003. efecto del abastecimiento de agua al suelo en el desarrollo y las relaciones hídricas de la albahaca blanca (*Ocimum basilicum* L.). Tesis Doctorado. La Habana Cuba.
- Barroso, L. 2002. Fenología de la albahaca blanca (*Ocimum basilicum* L.) cultivada en diferentes fechas de siembra. *Cultivos Tropicales*, 23(2): 5-8.
- Bayer, C. L., Martin-Neto, J. Mielniczuk, C.N. y L. Sangoi. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 65, 1473
- Becker, M., Ladha J.K. y Ali M. 1995. Green manure technology: Potential, usage and limitations. A case for lowland rice. *Plant and Soil*. 174. 181-184.
- Beltrán-Morales F.A. 2003. El Nitrógeno. Su impacto en la agricultura y en el ambiente. pp. 20-23. Primera Edición. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México.
- Beltrán-Morales A., J. L. García-Hernández, R. D. Valdez-Cepeda, B. Murillo-Amador, E. Troyo-Dieguez, J. Larrinaga-Mayoral, F.H. Ruiz-Espinoza, L. Fenech-Larios y F. García-Rodríguez. 2005. Efecto de sistemas de labranza e incorporación de abono verde en la recuperación de la fertilidad de un suelo areno-migajoso. *Terra Latinoamericana*. Vol. 23, Núm 3. 381-387. México.
- Benito, A.P. and Chiesa, A. 2000. Parámetros fisiológicos y productivos en cultivares de albahaca (*Ocimum basilicum*). *Revista FAVE* 14 (1): 19-28. 2000 ISSN 0325-3112.
- Bertsch, F. 2003. Absorción de nutrimentos por los cultivos. Asociación costarricense de la ciencia del suelo. San José, Costa Rica. 307 p.
- Blackshaw, R.E., J.R. Moyer, R.C. Doram y A.L. Boswell. 2001. Yellow sweetclover, green manure and its residues effectively suppress weeds during fallow. *Weed Science* 49:406-413.
- Bučienė, A., A. Šlepetienė, D. Šimanskaitė, A. Svirskienė y B. Butkutė. 2003. Changes in soil properties under high- and low-input cropping systems in Lithuania. *Soil use and management*. Vol 19:291-297.
- Bye, R. and Linares, E. 1999. Medicinal plant diversity of Mexico and its potential for animal health sciences. *In: Biotechnology in the feed industry. Proceedings of Alltech's Fifteenth Annual Symposium*. T.P. Lyons and K.A. Jacques (eds). pp 265-294.
- Cameron, D.G. 1988 Tropical and subtropical pasture legumes. *Queensland Agricultural Journal*. March-April: 110-113.
- Ceroni, M. 1989. El Cultivo Moderno y Rentable de las Plantas Aromáticas y medicinales. Ed. De Vecchi. 158 pp.

- Chen, Y., and T. Aviad. 1990. Effects of humic substances on plant growth. *In: Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*. P. MacCarthy, C.E. Clapp, R.L. Malcolm, and P.R. Bloom (eds). Wisconsin: Amer. Soc. Agronomy. pp. 161-186.
- Cicore, P.H., Sainz-Rozas, H. Echeverria y P. Barbieri. 2005. Respuesta del cultivo de soja al agregado de azufre en función de la disponibilidad hídrica y del sistema de labranza. *RIA*. 34 (2):57-74.
- Colla, G., J. P. Mitchell, Joyce B. A., Huyck L. M., Wallender W. W., S. R. Temple, T. C. Hsiao, y D. D. Poudel. 2000. Soil physical properties and tomato yield and quality in alternative cropping systems. *Agron J.* 92:924-932.
- Collura, A.M., Storti, N. 1971. Manual para el cultivo de Plantas Aromáticas. INTA. Colección Agropecuaria. 234 p. 3.
- Cordero, C. 1996. La industria farmacéutica en busca de nuevos elementos: explorar la biodiversidad. *Biodiversitas* 2(10).
- Cruz, O., P. Marrero, M. Herrera y L. García. 2005. Compendio de Ecología Edit. Feliz Varela La Habana p130.
- Da Costa, M.B. 1991. Adubacao verde no sul do Brasil. Rio de Janeiro, Brasil. 350 p.
- Dell'Amico, J., E. Jerez y D. Morales. 1995. Efecto de diferentes normas de riego sobre el cultivo del tomate. I. variables del crecimiento de las plantas. *Cultivos tropicales* 16 (3): 32:35.
- Derpsch, R., Sidiras, N. y Heinzmann, F.X. 1985. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno. *Pesq. Agropec. Bras.* Brasília, 20 (7):761-73.
- Dick, W. A. 1983. Influence of long term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil. Sci. Soc. Am.J.* 48:569-574.
- Dimas, L.M., J. Díaz E.A., Martínez, R.E. y Valdez, C.R. D. 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Revista Terra Latinoamericana* 19: 293-299.
- Ding, G., Novak, J., Amarasiriwardena, P., Hunt, P. y Xing B. 2002. Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:421-429
- Doran J.W, Elliott E.T.y Paustian K. 1998. Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. [Soil & Tillage Research](#), Volume 49, Number 1, 17, pp. 3-18(16)
- El Titi, A. 2003. Soil tillage in agroecosystems. CRC Press LLC. Boca Raton, Florida USA.

- Espinoza, J., Ortiz-Cerecés, J., Mendoza-Castillo, M.C., Villaseñor-Alba, J.A., Villegas-Monter, A., Peña-Valdivia, C., Almaguer-Vargas, G. 1998. Modelos de regresión para la estimación del peso fresco y seco de ramas de duraznero (*Prunus persica* L. Batsch.). *Revista Chapingo Serie Horticultura*. 4:125-131.
- Flores, M. 1993. El uso del frijol lablab - Noticias sobre el uso de los cultivos de cobertura. CIDICCO Carta No. 4, Honduras.
- Fox, R.H. y V.A. Bandel. 1986. Nitrogen utilization with no tillage. In: NT and surface tillage agriculture. Wiley Interscience Pub. N.Y.
- García-Hernández, J.L., E Troyo Diéguez y B. Murillo Amador. Apuntes de Labranza Mínima y Labranza de Conservación. 2000. Publicación para la Transferencia y Divulgación No 3. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. 56 pp.
- García-Hernández, J.L. 2005. Manejo de plagas en la producción de hortalizas orgánicas. pp. 89-102. En: Memoria del 5° Simposio Nacional de Horticultura. Saltillo, Coahuila, México, 26-28 de octubre de 2005.
- García R. M. 1997. Contribución al estudio y utilización de los abonos verdes en cultivos económicos desarrollados sobre suelos Ferralíticos rojos en las condiciones de Cuba. Tesis de Doctorado. Instituto Superior de Ciencias Agrícolas de la Habana. Cuba.
- Galeana de la C.M., Trinidad S.A., García C.N.E. y Flores R. D. 2000. Labranza de conservación y fertilización en el rendimiento de maíz y su efecto en el suelo. *Revista Terra Latinoamericana*. Volumen 17, número 4.
- Garibaldi, A., M.L. Gullino, G. Minuto. 1997. Diseases of basil and their management. *Plant Disease* 81: 124-132.
- Gliessman, S. R. 1998. Agroecology and sustainability: The ecological framework. p. 8. In: *Atti Agroecology and sustainability, Intercool Symposium, 20-30 July 1998. Florence, Italy.*
- Gomes, A. A., Araujo, A.P., Rossiello, R.O.P., Pimentel, C. 2000. Acumulacao de biomasa, características fisiológicas e rendimento de graos en cultivares de feijoeiro e sob Sequeiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, (BR) 35, (10): 1927-1937, oct. Grant, C.A., E.H. Stobbe and G.J. Racz. 1985. The effect of fall applied N and P fertilizer and timing of N application on yield and protein content of winter wheat grown on zero-tilled land in Manitoba. *Can. J. Soil Sci.* 65: 621-628.
- Guerena, M. 2006. Nematodes: Alternative controls. National Sustainable Agriculture Service. USA.

- Gulati, B. 1977. Methyl Chavicol Type VII International Congress of Essential Oils. Kyoto: 148-152.
- Havlin, S.L., M.M. Classen, J.M. Long y S.E. Kissel. 1990. Great plain soil fertility conf. proc. Vol. 3. Denver Co. Kansas State University.
- Hernández, R.M. 1998. Transformaciones de Carbono y Nitrógeno y su distribución en agregados de un suelo tropical bajo dos tipos de labranza contrastante. Tesis. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 229 pp.
- Huggins, D.R. and W.L. Pan. 1993. Nitrogen efficiency component analysis. An evaluation of cropping system differences in productivity. *Agron. J.* 85: 898-905.
- Humphreys, L.R. 1995. Diversity of productivity of tropical legumes. In: *Tropical legumes in animal nutrition*; D'Mello, J.P.F. y C. Devendra (eds). CAB International, Wallingford, UK.
- Igue, K. 1984. Dinámica da materia organica e seus efeitos na propiedade do solo. Pp. 232-267. In: *Adubo verde no Brasil*. Fundacao Cargill, Campinas SP. Brasil.
- INEGI, 2002. Anuario Estadístico del Estado de Baja California Sur. México.
- INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 1999. SAGPyA Ministerio de la Producción República Argentina. (en línea). <http://www.inta.gov.ar/Sanpedro/index.htm> Consultada 12 de agosto de 2006.
- Javanmardi, J. 2002. Chemical characterization of basil (*Ocimum basilicum* L.) Found in Local Accessions and Used in Traditional Medicines in Iran., 2002., *J. Agric. Food Chem.* 2002, 50, 5878-5883.
- John, P.S., Pandey, R.K. Buresh, R.J. y Prasad, R. 1992. Nitrogen contribution of cowpea green manure and residue to upland rice. *Plant and Soil* 42(1):53-61.
- Jones, R. K, Dalgliesh N. P., Dimes J. P. y McCown R. L. 1991 Sustaining multiple production systems. *Ley pastures in crop-livestock systems in the semi-arid tropics*. *Tropical Grasslands*. 25:189-196.
- Julián, H.R. y J.E. Simon. 2002. Antioxidant activity of basil. pp: 575-579. In: J. Janick and A. Whipkey (eds.) *Trends in new crops and new uses*. ASHS Press, Alexandria, VA.
- Kitur, B.K., M.S. Smith, R.L. Blevins y W.W. Frye. 1984. Fate of N depleted ammonium nitrate applied to no-tillage and conventional tillage corn. *Agron. J.* 76:240-242.
- Knowles, T.C., B.S. Hipp, P.S. Graff and D.S. Marshall. 1993. Nitrogen nutrition of rainfed winter wheat in tilled and no Hill sorghum and wheat residues. *Agron. J.* 85: 886-893.

- Kristensen, K.T. 2006. Root growth and nitrogen uptake of carrot, early cabbage, onion and lettuce following a range of green manures. *Soil use and management*. 22:29-38.
- Labrador, M.J. 1990. La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación. España. 174 p.
- Magallanes, R., R.D. Valdez-Cepeda, E. Olivares-Saenz, O. Pérez, J.L. García-Hernández, J.D. López. 2006. Compositional nutrient diagnosis in maize grown in calcareous soil. *J Plant Nutrition* 29: 2019-2033.
- Mayer, L., Chandler D. R. y Taylor M.S. 1986. *Lab-lab purpureus* - A fodder crop for Botswana. *Bulletin of Agricultural Research in Botswana* No. 5:37-48.
- Mehari, A., F.A. Mrema y M. Weih. 2005. The suitability of *Acacia tortilis* as an alternative tree manure crop to *Leucaena leucocephala* in sub-Saharan Africa. *Afr. J. Ecol.* 43:162-165.
- Menéndez, J. Mesa, A. R. y Esperance, M. 1985. Dolichos (*Lablab niger*). *Pastos y Forrajes*, 8:321-335.
- Meelu, O.P., 1992. Grain yield responses in rice to eight tropical green manures. *Tropical Agriculture*. 69 (2):133-136.
- Mora Gutiérrez M, V. Ordaz, J.Z. Castellanos, A. Aguilar S., F. Gavi y V. Volke H, 2001; Sistemas de labranza y sus efectos en algunas propiedades físicas en un verti sol, después de cuatro años de manejo. *Terra* vol. 19:67-74.
- Montalti, M. 1995. Produciendo Basilico in Coltura Protetta. *Colture Protette* 9: 45-49.
- Morkoc, F., J. W. Bigger, R. J. Miller, y D. R. Nielsen. 1985. Statistical analysis of shorgum yield: a stochastic approach. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1342-1348.
- Mukherjee, P.K., A. Wahile. 2006. Integrated approaches towards drug development from Ayurveda and other Indian system of medicines. *J Ethnopharmacology* 103: 25-35.
- Munawar, A., R. L. Blevins, W. W. Frye y M. R. Saul. 1990. Tillage and cover crop management for soil water conservation. *Agron. J.* 82:773-777.
- Muñoz, F. 1993. Plantas medicinales y aromáticas: estudio, cultivo y procesado. Ediciones Mundi - Prensa .Madrid 364 p.
- Muraoka, T.E., J. Ambrosano, F. Zapata, N. Bortoletto, A.L.M. Martins, P.C.O. Trivelin, A.E. Boaretto y W.B. Scivittaro. 2001. Eficiencia de abonos verdes (*crotalaria* y *mucuna*) y urea, aplicados

- solos o juntamente, como fuentes de N para el cultivo de arroz. Publicado en Terra Latinoamericana 20: 17-23.
- Murphy, A..M. y P. E. Colucci. 1999. A tropical forage solution to poor quality ruminant diets: A review of *lablab purpureus*. Livestock Research for Rural Development 11, 2.
- Nyborg, M., E.D. Solberg, S.S. Malhi y R.C. Iturralde. 1995. Fertilizer N, crop residue and tillage alter soil C and N content in a decade. p. 93-99. In: R. Lal *et al.* (ed.) Soil management and greenhouse effect. Adv. Soil Sci., CRC Lewis publishers, Boca Raton, FL.
- Nuñez, M.A. 2000. Manual de Tecnicas Agroecologicas. Manuales de Educación y Capacitación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. México.
- Odeh, I. O. A., A.B. McBratney y D.J. Chittleborough. 1992. Fuzzy-c-means and kriging for mapping soil as a continuous system. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 1848.
- Onim, J.F.M., Mathuva, M., Otieno, K. y Fitzhugh, H.A. 1990. Soil fertility changes and response of maize and beans to green manures of leucaena, sesbania and pigeonpea. Agroforestry Systems 12(2): 197-215.
- Ortega-Farias, S., Márquez, J., Valdés, H. 2001. Efecto de cuatro láminas de agua sobre el rendimiento y calidad de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. fa-144) de invernadero producido en otoño. *Agric. Téc.*, oct., vol.61, no.4, p.479-487. ISSN 0365-2807.
- Ortiz, M., M. Anaya y J. Estrada, 1994. Evaluación, cartografía y políticas preventivas de la degradación de los suelos. Colegio de Postgraduados. Universidad Autónoma de Chapingo/Conaza. México.
- PDR for Herbal Medicines. Medical Economics Company, Montvale. Second Edition. 2000; pp 64-5.
- Peoples, M.B., Am Bowman, R.R. Gault; D.F. Herridge, K.M. McCormick; R.M. Norton, I.J. Rochhester, G.J. Scammell y G.D. Schwenke. 2001. Factors regulating the contribution of fixed nitrogen by pasture and crop legumes to different farming systems of eastern Australia. Plant and soil. 228: 29-41.
- Pérez, Z.O., Cigales-R. Ma. R., Orozco S.M. y Pérez C.K.G. 2004. Tensión de humedad del suelo y fertilización nitrogenada en melón cantaloupe: segunda parte, *Agrociencia* 38: 261-272. 2004.
- Ressia, J.M., Lázaro, L., C. Lett Lina, Mendivil, G.O., Portela, G.R. y Balbuena R.H. 2003. Sistemas de labranza e inoculación en soja. Efectos sobre el crecimiento y rendimiento del cultivo. *Revista Agrociencia* 37: 167-176. 2003.

- Said, A. N. y Tolera, A. 1993. The supplementary value of forage legume hays in sheep feeding: feed intake, nitrogen retention and body weight changes. *Livestock Production Science*. 33:229-237.
- SAGARPA. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. 2004. Plan Rector Sistema Producto Orgánico Albahaca, Anuario estadístico de la producción agrícola en México.
- Salazar, I., G. Palma y H. Langer. 2002. Flujos de CO₂ del suelo y su relación con la biomasa microbiana en un agroecosistema bajo cultivo intensivo. *Bol. Soc. Cs. Suelo* 14,189-193.
- Sandia, L., M. Cabeza, J. Arandia y G. Bianchi. 1999. *Agricultura, Salud y Ambiente*. CIDIAT. Fundación Polar. Caracas, Venezuela. 243 pp.
- Senaratne y Hardarson. 1988. Estimation of the residual N effect of faba bean and pea. Central Soil and Water Conservation Research and Training Institute, Dehradun, 248195, India.
- Sharma, A.R. and A. Ghosh. 2000. Effect of green manuring with *Sesbania aculeata* and nitrogen fertilization on the performance of direct-seeded flood-prone lowland rice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. [print] June 57(2): 141-153. {a} Central Soil and Water Conservation Research and Training Institute, Dehradun, 248195, India.
- Sharma, R.C. y Sharma, H.C. 1990. Fertilizer phosphorus and potassium equivalents of some green manures for potato in alluvial soils of Punjab. *Tropical Agriculture* 67(1):74-76.
- Shatilov, I.S. y Dobrovol'skaya, V.G. 1991. Uptake of major nutrients by lucerne grown with and without cover crop. *Izvestiya Timiryazevskoi Sel'skokhozyaistvennoi Akademii* no.2:11-27.
- Scherer, E.E. y Baldissera, I.T. 1988. Mucuna: a proteção do solo em lavoura de milho. *Rev. Agrop. Catarinense*, Florianópolis, 1(1): 21-25.
- Sinclair, R. 1996. *Dolichos lablab*: una alternativa para la alimentación del ganado en épocas de verano. Centro Internacional de Información Sobre Cultivos de Cobertura (CIDICCO) Informe Técnico No. 15.
- Silva, A.R., Sanabria, D., Marcano, M., Rivas, E., Barrios, R. y Navas, M. 2005. Cambios en las propiedades físicas y químicas de un suelo de sabana bien drenada con tres sistemas de labranza, en una pastura degradada de *Brachiaria humidicola*. *Zootecnia Tropical* 23(4):373-392.
- Six, J. Elliott E.T. y Paustian K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32:2099-2103.

- Smyth, T.J., Cravo, M.S. y Melgar, R.J. 1991 Nitrogen supplied to corn by legumes in a central Amazon oxisol. *Tropical Agriculture* 68(4):366-372.
- Sullivan, P. 2003. Overview of cover crops and green manures. *Fundamentals of sustainable agriculture*. National Sustainable Information Service. USA. 16p.
- Sumner, M.E. 2000. *Handbook and soil science*. CRC Press LLC. Boca Raton, Florida. USA. 632p.
- Thönnissen, C., D.J. Midmore, J. K. Ladha, R.J. Holmer y U. Schmidhalter. 2000a. Tomato crop response to short-duration legume green manures in tropical vegetable systems. *Agron. J.* 92:245-253.
- Thönnissen, C., D.J. Midmore, J. K. Ladha, D.C. Olk y U. Schmidhalter. 2000b. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. *Agron. J.* 92:253-260.
- Vasilas, B.L., J. Fuhrmann and L.E. Gray. 1989. Response of soybean to lower-canopy defoliation during seed fill. *Can. J. Plant Sci.* 69:17-22.
- Vinther, F.P., Hansen, L.D. 2005. Effects of ridging on crop performance and symbiotic N₂ fixation of fababean (*Vicia faba* L.) . *Soil Use and Management Vol. 21 issue 2 Page 205 June 2005*.
- Walters, D.T., M.S. Aulakh y J.W. Doran. 1992. Effects of soil aeration, legume residue and soil texture on transformation of macro and micronutrients in soils. *Soil Sci.* 153:100-107.
- Warren, J.A. y I. Méndez. 1982. Methods for estimating background variation in field experiment. *Agron. J.* 74:1004-1009.
- Wivstad, M., Dahlin, A.S. y Grant, C. 2005. Perspectives on nutrient management in arable farming system. *Soil Use and Management* 21, 113-121.
- Wood, I. M. 1983. Lablab bean (*Lablab purpureus*) for grain and forage production in the Ord River Irrigation Area. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 23:162-171.
- Young III, W. y Youngberg H. 1996. Cropping systems for perennial ryegrass seed production: II. Minimum tillage systems for changing cultivars in certified seed production. *Agron. J.* 88:78-82.

CAPITULO XVII

RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO PARA EVALUAR LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN SUELOS TRATADOS CON ABONOS ORGÁNICOS

Juan Pedro Flores Márgez

Profesor-Investigador en Suelos y Estadística, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (www.uacj.mx), Instituto de Ciencias Biomédicas, Programa de Biología, Laboratorio de Ciencias Ambientales (juflores@uacj.mx, Tel.656-285-8592, FAX: 656-688-1886)

INTRODUCCIÓN

La utilización de abonos orgánicos como el estiércol bovino, compostas y biosólidos, entre otros, es una práctica común en los sistemas de producción agrícola que tienen la facilidad de disponer de ellos y se utilizan los suelos agrícolas como medio de disposición, sin embargo los productores carecen de información adecuada para su aplicación óptima, es decir el problema está centrado en que los estiércoles siguen aplicándose “*al tanteo*”, mientras que los biosólidos tienen restricciones legales y tampoco se cuenta con las tecnologías para su aplicación apropiada en suelos agrícolas. No obstante, el enorme potencial de abonos orgánicos que se tiene en México, aún no se reflejan sus ventajas tanto en la productividad agropecuaria como en el mejoramiento de suelos y eficiencia del uso de agua.

La producción de abonos orgánicos en México se ha incrementado como resultado del crecimiento poblacional y de la ganadería. La estimación de estiércol de ganado bovino de leche y carne es de 385 mil millones de toneladas por año en peso húmedo. Este cálculo se ha realizado con base en 34 kg de

estiércol por día de un bovino adulto (Salazar et al, 2003) y una población ganadera existente en México de 31 millones de vientres (SAGARPA, 2007), lo cual es suficiente para 3.85 millones ha con una dosis de 100 t/ha, es decir el 30% de las 13 millones ha cultivadas a nivel nacional. Sin embargo un dato aproximado mucho menor fue reportado por Cueto et al., 2004, quienes mencionaron que el potencial de estiércol bovino existente en la República Mexicana es de 4.2 millones de toneladas base seca de las cuales el 25% se localizan en la Comarca Lagunera. Un manejo inadecuado de éste importante residuo puede conducir a problemas ambientales, por ejemplo la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos declarará el estiércol como deshecho tóxico debido a que se ha manejado en forma incorrecta con riesgos de contaminación por nitratos (NO_3) al acuífero (Lindemann, 2004).

Los biosólidos son los residuos sólidos generados en el tratamiento de agua negra o residual, de tal manera que el aumento en el consumo de agua y la reducción de su disponibilidad en las principales zonas urbanas y rurales del País hacen patente la necesidad de tratar el agua negra o residual para lograr su reuso y reducir la contaminación ambiental. En la República Mexicana se cuenta con 1132 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) municipales hasta el año 2001, con una capacidad instalada total de 80,622 litros por segundo (L/s) y un caudal tratado de 50,809 L/s, mientras que la capacidad instalada de PTAR industriales es de 41,909 L/s y un caudal tratado de 25,352 L/s (CNA, 2003). El total de agua tratada es de 2,400 millones de m^3 anuales a nivel nacional, lo cuál muestra que este recurso hídrico y los sólidos generados en su tratamiento adquieren relevancia social y económica principalmente para el sector agropecuario y forestal.

Con base en el volumen de agua anterior y asumiendo 0.2 g de material sólido seco por litro de agua tratada (Jiménez, et al., 1998), la producción estimada de sólidos residuales es de 480,363 toneladas por año, ó bien en base húmedo (70%) es de 1.6 millones de toneladas. De acuerdo con Flores (2003), una dosis promedio de 50 t ha^{-1} alcanzaría para aplicarse en 32,280 ha, ó bien para 51,981 ha si se considera la capacidad instalada de tratamiento de agua nacional que generaría 2.6 millones de toneladas de sólidos en base húmedo.

El problema potencial que se tiene tanto con los biosólidos como con los estiércoles es que una aplicación excesiva puede causar contaminación de aguas superficiales y profundas, aunado a esto el uso de agua residuales en agricultura ha ocasionado altas aportaciones de N (Flores, 2006), de tal manera que este nutriente ha sido el factor problema que ha llevado a establecer legislación para ambos abonos orgánicos en Los Estados Unidos (Ritter y Shirmohammadi, 2001).

El destino actual generalizado de los biosólidos en algunas ciudades de México es el confinamiento en rellenos sanitarios, tal es el caso de Ciudad Juárez, Chihuahua, donde se generan 28,000 t por año en base a peso seco, lo cual representa el 5.8% de la producción nacional (Flores et al., 2006). Sin embargo, la aplicación de biosólidos en suelos agrícolas, pastizales, bosques o elaboración de compostas es común en otros países (US-EPA, 1999). Por ejemplo, 98% de los estiércoles y 75% de los biosólidos generados en los Estados Unidos son aplicados en suelos agrícolas (Lindemann, 2004), mientras que los materiales orgánicos ocupan el 40% del nitrógeno (N) utilizado en la producción agrícola en Los Estados Unidos de América (Havlin et al., 1999).

La aplicación apropiada de abonos orgánicos en suelos agrícolas aumenta como medio de disposición, reciclaje de nutrientes y conservación del agua (Cameron et al., 1996). Aunque los biosólidos y estiércoles son materiales muy distintos química y físicamente (Flores et al., 2001; Figueroa et al., 2000), tienen en común que su utilización apropiada como fertilizantes orgánicos y mejoradores del suelo depende del porcentaje de descomposición de sus estructuras orgánicas. Es decir, la *tasa de mineralización del N orgánico* es la clave para el cálculo de dosis apropiadas sin afectar el ambiente (Flores, 2001; Jarvis et al., 1996; Stanford y Smith, 1972; Pratt et al., 1973).

El reciclaje apropiado de los nutrientes contenidos en los abonos orgánicos tales como estiércoles, compostas y biosólidos, entre otros, a través de su incorporación en suelos agrícolas requiere del conocimiento del porcentaje de descomposición o también llamada “*tasa de mineralización*”. Este porcentaje debe ser estimado para diferentes condiciones edáficas y agro-ecológicas, de tal manera que puedan utilizarse de apoyo en el cálculo de dosis del abono orgánico de interés. Una subestimación de la dosis puede ocasionar deficiencia de nutrientes por el cultivo y una reducción en rendimiento y calidad del producto. Por el contrario, una sobre-estimación de la dosis conduce a exceso de nutrientes, toxicidad al cultivo y contaminación del suelo y agua (Flores, 2001; Flores et al., 2006).

En vista de que la mayoría del N en los residuos orgánicos está en forma orgánica, se considera necesario la realización de trabajos de investigación para determinar la tasa de mineralización y predecir la disponibilidad de nutrientes, particularmente N para un uso adecuado y eficiente en la producción agropecuaria. Por tal razón, se requiere información de campo para predecir la cantidad de N mineralizado en función del tipo de residuo, potencial de agua del suelo y tipo de suelo para diferentes regiones de México. El presente documento tiene como objetivo realizar una descripción de los factores que afectan la tasa de mineralización de N, describir la metodología de resinas sintéticas y presentar avances de investigación obtenidos en el Norte de México y sur de los Estados Unidos.

FACTORES QUE DETERMINAN UNA DOSIS DE ABONO ORGÁNICO

La información necesaria para el cálculo de una dosis de abono orgánico incluye la caracterización del sitio, conocimiento del suelo, aspectos nutricionales del cultivo, características físico-químicas del abono y considerar otras fuentes de nutrientes que pudieran ingresar al sistema suelo-planta de interés, tales como el riego con aguas residuales ricas en nutrientes (Cogger y Sullivan, 1999). Con respecto al sitio se requiere conocer la pendiente, áreas habitacionales cercanas, aplicaciones previas de abonos orgánicos, rotación de cultivos, calidad del agua de riego o sistema agrícola de temporal, cultivo a sembrar (gramínea o leguminosa), rendimiento potencial del sitio a través de información del productor y demanda nutrimental del cultivo asociada a un potencial productivo mediante referencias bibliográficas existentes

En relación al suelo, los parámetros a considerar son la textura, pH, sales solubles, materia orgánica, CIC, contenido de nutrientes, entre otros. La información a considerar del abono orgánico puede incluir el tipo de abono: estiércol, composta, biosólido, abono verde o residuo de cosecha; la condición del material: fresco, grado de descomposición, textura, contenido de nutrientes en formas orgánicas e inorgánicas, relación carbono-nitrógeno (C:N), contenido de agua y la tasa de mineralización al menos para el primer año (Jarvis et al., 1896

Otras fuentes a considerar son la concentración de nutrientes en forma nativa en el suelo, nutrientes presentes en el agua de riego a utilizar, efecto residual de abonos orgánicos previos, posible utilización de un fertilizante químico como de arranque para el cultivo, aplicación foliar, es decir un marco de referencia del sitio a beneficiar con abonos orgánicos. La interpretación de los factores mencionados para el cálculo de una dosis adecuada ó agronómica de estiércol o biosólidos requiere del entendimiento del proceso de descomposición de los abonos orgánicos en los suelos agrícolas (Flores, 2001)

La descomposición de abonos orgánicos es un concepto general que incluye una secuencia completa de procesos muy detallados en los cuales los organismos del suelo utilizan los compuestos orgánicos como fuente de alimento (Ross, 1989). De acuerdo con la fuente de energía principal, los organismos vivos se clasifican en fototróficos, aquellos que utilizan la radiación solar, ó quimotróficos los que utilizan la energía liberada de oxidaciones químicas. Además, los organismos pueden ser subdivididos con base en su fuente de carbono principal en autótrofos los cuáles usan el carbono inorgánico (CO₂) y heterótrofos los cuales utilizan compuestos de carbono orgánico tales como carbohidratos (Figura 1.)

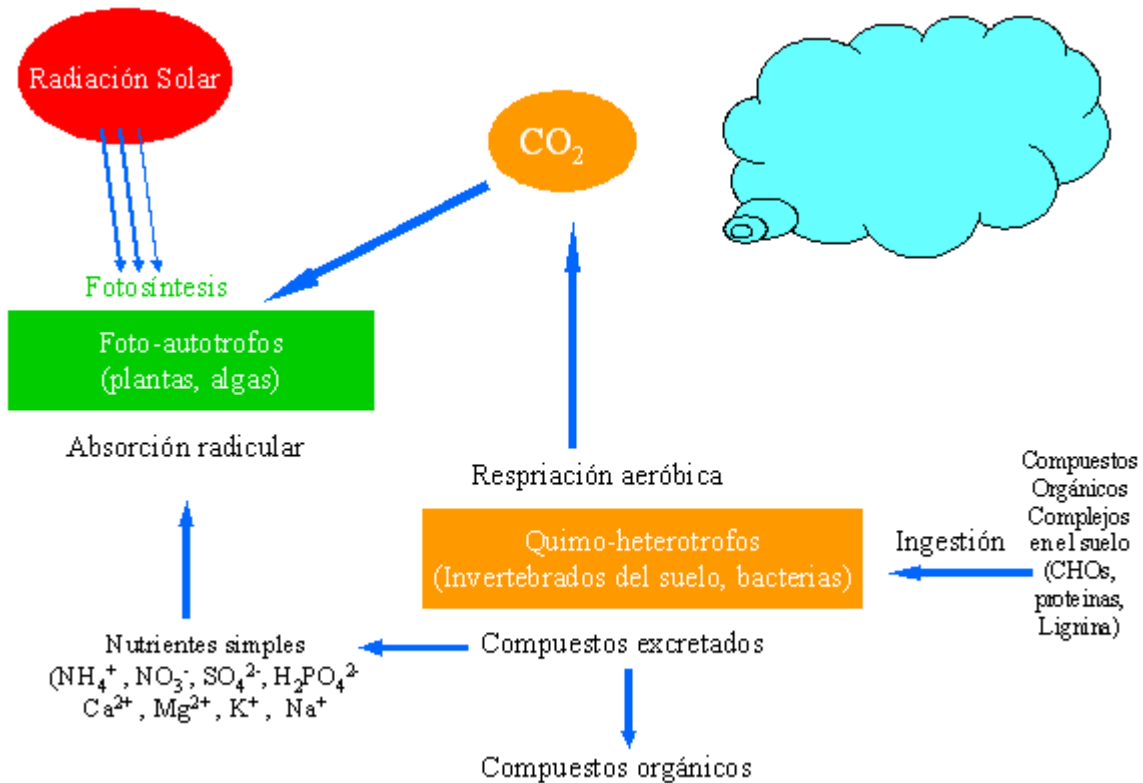


Figura 1. Relación entre organismos quimio-heterótrofos y foto-autótrofos en el ecosistema suelo-planta (adaptado de Ross, 1989).

Los organismos responsables principalmente de la descomposición de la materia orgánica del suelo son quimio-heterótrofos que incluye a todos los animales vertebrados e invertebrados, principalmente bacterias y hongos, los cuales fraccionan las moléculas orgánicas complejas para obtener ambos energía y nutrientes simples que requieren para construir sus propios tejidos corporales (Tate, 1995).

Los nutrientes excretados después de la digestión quimio-heterótrofica pueden ser absorbidos por los foto-autótrofos (plantas superiores y algas). Dentro del ciclo del N, la mineralización se define como el proceso de transformación de N orgánico a N mineral. Los subprocesos son la amonificación y la nitrificación. El primero consiste en la transformación de N orgánico (proteínas, ácidos nucleicos) a N amoniacal (N-NH₄) y el segundo es la oxidación de N amoniacal a N-nítrico (N-NO₃) donde participan dos especies de bacterias: *nitrosomonas* y *nitrobacter*. El otro proceso consiste en la inmovilización del N mineral del suelo al ser transformado a tejido microbiano, sin embargo ambos procesos ocurren simultáneamente en el suelo (Brady y Weil, 1996; Havlin et al, 1999). La medición

de la mineralización neta de N requiere tiempo para cuantificar la proporción de N transformado o *tasa de mineralización* (Figura 2).

Pratt et al. (1973) mencionaron que la tasa de mineralización es la clave para la aplicación de cualquier material orgánico al suelo. Los factores que afectan la mineralización pueden ser ambientales, las características del residuo orgánico y de manejo del mismo. Entre los factores ambientales destacan el tipo de suelo, aeración, temperatura y potencial de agua del suelo, tipo y diversidad de microorganismos.

Las condiciones óptimas para una mineralización adecuada incluye: suelo franco, 30 a 35 °C temperatura del suelo, -33 a -10 KPa de potencial de agua del suelo (80% del espacio poroso está con agua), 15 a 20% de aeración (oxígeno), pH de 6 a 8 y diversidad de microorganismos del suelo (Stanford y Epstein, 1973; Cassman y Munns, 1980; Tate, 1995). La disponibilidad de agua en el suelo afecta el proceso de descomposición porque está directamente relacionado con el movimiento de los microorganismos, nutrientes, exudados, toxinas y difusión de gases en la solución del suelo (Papendick y Campbell, 1981; Jarvis et al., 1996; Sierra, 1997; Flores, 2001).

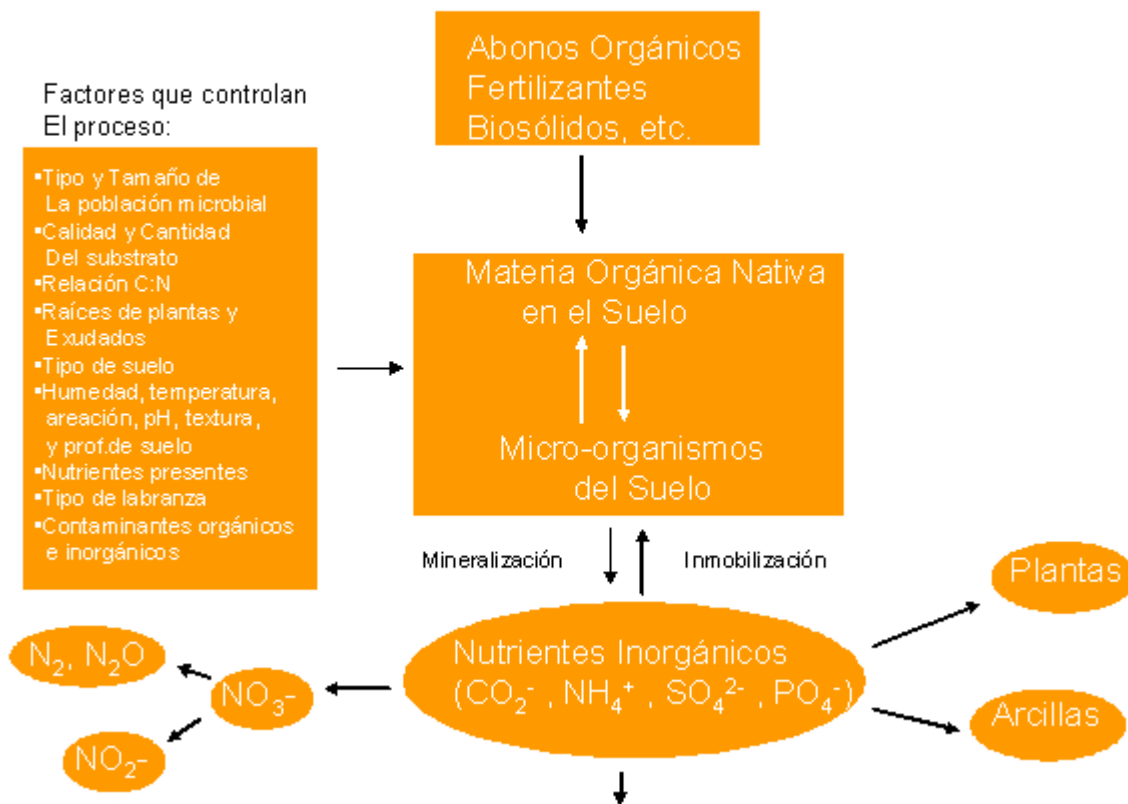


Figura 2. Proceso de descomposición de la materia orgánica con énfasis en nitrógeno y algunos factores que controlan el proceso.

Con respecto a las características óptimas del abono orgánico para favorecer la mineralización, éste debe ser de partículas finas, fresco, mínimo grado de digestión, 40 a 50% humedad y relación C:N menor que 25:1, mientras que los factores de manejo incluyen una nivelación del terreno, aplicación al voleo triturado lo que permite una distribución más homogénea en el terreno y agua de buena calidad. De acuerdo con Castellanos et al. (2000) la mineralización es mayor en suelos arenosos que en suelos arcillosos, mientras que residuos con alta relación C:N (> 30:1) presentan una tasa de mineralización baja (residuos carbonáceos de cereales) pero cuando el contenido de ligninas y polifenoles del residuo es alto la mineralización es baja. Una mayor velocidad de mineralización se presenta en residuos de leguminosas las cuales tienen una baja relación C:N (< 20:1), es decir ricos en N.

MEDICIÓN DE LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO

Existen una enorme cantidad de estudios sobre mineralización de N, algunas metodologías han sido desarrolladas en condiciones de laboratorio (*in vitro*), otras en campo (*in situ*) y métodos de la diferencia que consideran el N orgánico (total) antes y después de la aplicación de un residuo orgánico (Castellanos y Pratt, 1981; Dou et al. 1996; Flores, 1988; Cabrera, 1993). Los métodos de laboratorio se caracterizan por utilizar incubadoras donde las condiciones de humedad y temperatura son controladas, utilizan substratos como arena, soluciones nutritivas, períodos de incubación fijos y los datos pueden ser menos variables que en campo (Flores, 1988). Por el contrario, las metodologías de campo generan mayor variabilidad de información por estar sujetas a los cambios ambientales y períodos variables de incubación (Flores, 2001; Sierra, 1990).

Existe un reducido número de estudios que han evaluado la mineralización gruesa o neta de N directamente en condiciones de campo en suelos agrícolas. Algunas técnicas han propuesto la evaluación de la disponibilidad de N en el suelo tales como el método de la bolsa enterrada (Eno, 1960). Esta técnica ha sido reportada que tiene potencial para monitorear la disponibilidad de N durante la estaciones de cultivo y para la estimación del N absorbido por los cultivos (Westermann y Crothers, 1980).

Binkley y Matson (1983) encontraron que la técnica de bolsa con resinas de intercambio iónico resultó útil en la predicción de la disponibilidad de N. Este método tiene las ventajas de sensibilidad a los factores del sitio, tales como humedad y temperatura del suelo, los cuales fluctúan a través del año e influyen en la mineralización de N.

El método que utiliza una fracción de suelo y resinas de intercambio iónico fue desarrollado por Distefano y Gholz (1986). Esta metodología se ha utilizado en algunos estudios referentes a la disponibilidad de N en condiciones de campo y tiene varias ventajas con respecto a otros métodos, Fotos 1 y 2 (Hart y Firestone, 1989; Rouppet, 1994; Hook y Burke, 1995; Kolberg et al., 1997; Flores, 2001; Flores et al., 2006).

El método de resinas permite una obtención directa del lixiviado de N inorgánico ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) en el flujo vertical. La fracción de suelo utilizada está sujeta a los cambios de humedad y temperatura del suelo, además existe un intercambio natural de gases en la solución del suelo. Por lo tanto, este método es sensible a condiciones ambientales y refleja las condiciones reales durante la medición del N inorgánico como resultado del proceso de descomposición de la materia orgánica (Kjonaas, 1999).

Algunas desventajas del método de resinas de intercambio iónico consisten en que el contacto hidráulico entre la resina y el suelo pueden alterar el flujo de agua como resultado de la discontinuidad textural y efecto de gravedad (Figura 3). Esta condición puede afectar la eficiencia de retención de las resinas ó bien no cuantificar el N inorgánico total (Schnabel, 1983). Además, Giblin et al. (1994) reportaron que las resinas tiene baja acumulación de N en períodos largos de tiempo comparado a períodos cortos de incubación, lo cuál indica que la eficiencia de absorción depende del tiempo.

Rouppet et al. (1994) concluyeron que el método de resinas de intercambio iónico *in situ* fue aceptable para medir la mineralización de N en condiciones de campo, pero se requiere de muchas repeticiones para obtener mayor confiabilidad en las tasas de mineralización de N. Un nivel de alfa de 0.05 requirió de 28 a 36 muestras para obtener una precisión de 1 mg kg^{-1} . También, Raison et al. (1987) reportaron que el número de repeticiones en experimentos de campo necesitan mayor número de repeticiones que en estudios en condiciones controladas



Foto 1. Preparación de la mezcla de resinas de intercambio iónico (cationica y anionica)



Foto 2. Llenado de bolsas de nylon con resinas.

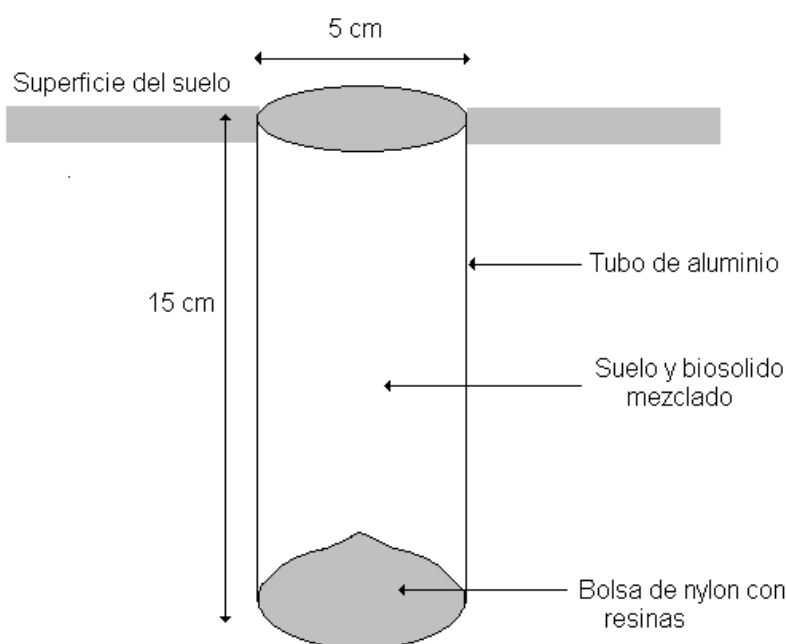


Figura 3. Cilindro utilizado en el método de incubación con resinas de intercambio iónico.

. Las características de resinas sintéticas de intercambio iónico (Fotos 1 y 2) utilizadas en algunos estudios de campo para evaluar la mineralización de N orgánico en estiércoles y biosólidos se presentan en el Cuadro 1 (Flores, 2001; Flores y Corral, 2004; Flores et al., 2006).

Cuadro 1. Características de resinas de intercambio iónico para estudios de mineralización de N en suelos agrícolas. Fuente: www.ionac.com/ionexchange/tables.htm

Resina	Tipo	Forma Iónica	Retención agua (%)	Capacidad de Intercambio total (meq/ml)
C-249	Gel cation ácido fuerte	Sodio (Na ⁺)	44 - 48	2.0
ASB-1	Gel anión base fuerte	Cloro (Cl ⁻)	44 - 48	1.4

Qian y Schoenau (2002) realizaron una extensa revisión de las aplicaciones prácticas de las resinas de intercambio iónico en investigación con suelos agrícolas y aspectos ambientales. Algunos

son extracción secuencial de fósforo, especiación iónica en suelos, extracción de fracciones bio-disponibles de compuestos orgánicos hidrofílicos en suelos, estudios en microbiología de suelos, medición del suministro de nutrientes en períodos cortos, transformaciones de nutrientes en el suelo: mineralización- inmovilización, micronutrientes y toxicidad de metales en suelos, entre otros. Los resultados son altamente influenciados por las relaciones solución/suelo/resina, tiempo de extracción (agitación), tipo y saturación iónica de las resinas, temperatura, método para retener la resina y el método utilizado para recuperar los iones adsorbidos por las resinas.

El N inorgánico en las resinas puede ser extractado con KCL 2N (Flores et al., 2006) y medido mediante el método de arrastre de vapor que utiliza óxido de magnesio para el N en forma de amonio y aleación de devarda para el N en forma de nitratos (Aguilar et al., 1987; Bremner, 1996; Mulvaney, 1996).

MODELO DE MINERALIZACIÓN

Los primeros estudios para simular la descomposición y acumulación de la materia orgánica en el suelo rechazaron una relación lineal simple entre el peso del residuo o substrato orgánico remanente y el tiempo (Figura 4). Aunque ésta relación parecía funcionar para residuos frescos de fácil y rápida descomposición, se encontró que una función negativa exponencial análoga a la cinética de primer orden de decaimiento para una sustancia radioactiva era más apropiada (Figura 5). Esta última relación implica la pérdida de una fracción constante de la cantidad de residuo que permanece en el suelo en lugar de la pérdida de aumentos constantes de residuo en intervalos sucesivos iguales de tiempo como en la Figura 4 (Ross, 1989).

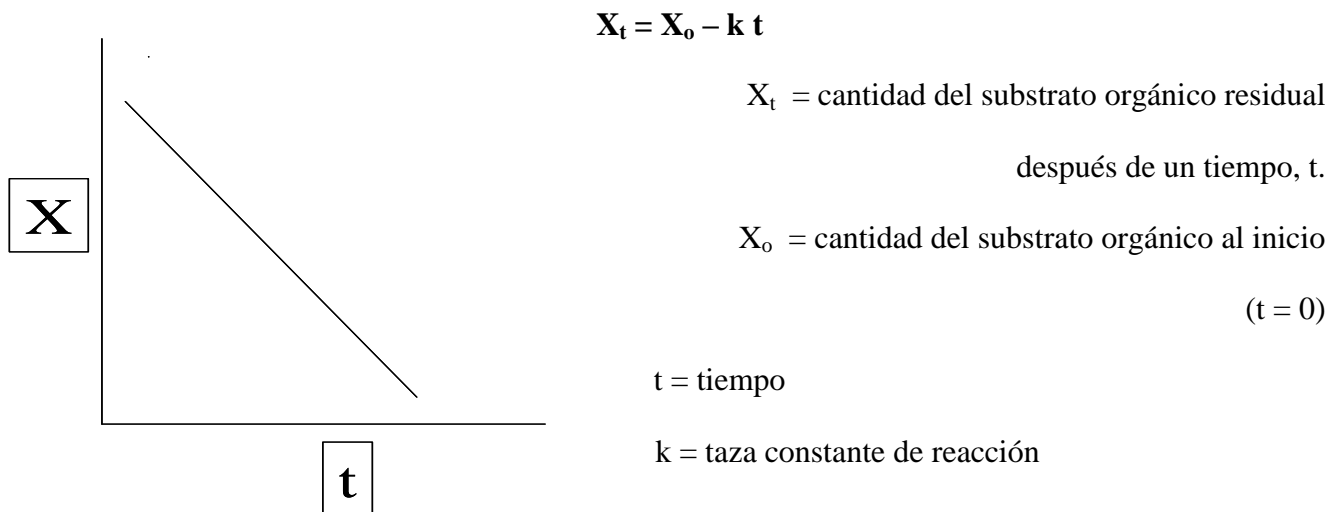


Figura 4. Relación lineal entre la cantidad de un substrato orgánico residual (X) y el tiempo (t).

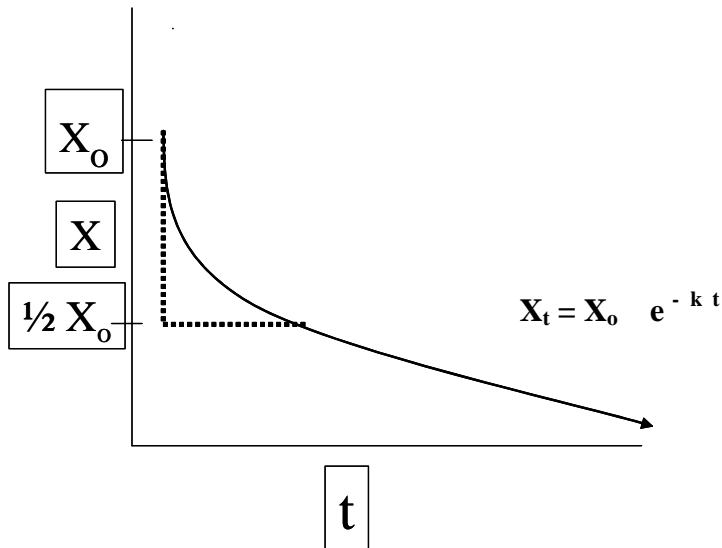


Figura 5. Relación exponencial entre la cantidad de un sustrato orgánico residual (X) y el tiempo (t).

De acuerdo con Alexander y Scow (1989) la mineralización de residuos orgánicos en el suelo sigue una cinética de primer orden que es expresada por la ecuación:

$$\frac{dN}{dt} = -kN$$

La tasa constante de mineralización (k) es proporcional a la cantidad de N potencialmente mineralizable (N_0) para un período específico de tiempo (t). la Integración de la ecuación puede expresarse en logaritmos:

$$\ln(N_0 - N) = \ln N_0 - \frac{kt}{2.303}$$

Mediante el antilogaritmo de las funciones anteriores se obtiene:

$$N_m = N_o(1 - e^{-kt})$$

Este modelo fue propuesto por Stanford y Smith (1972) para describir la cantidad de N inorgánico acumulado (N_m) en función del tiempo (t). Sin embargo, Ellert y Bettany (1988) concluyeron que un modelo exponencial simple no puede describir la variación en los patrones de mineralización (Figura 6). Lindemann y Cárdenas (1984) encontraron que un modelo exponencial doble daba mejor ajuste que un modelo sencillo en suelos tratados con biosólidos. Posteriormente, White y Marinakis (1991) reportaron que los modelos Richard's (Richards, 1959) comúnmente utilizados para describir patrones de crecimiento orgánico pueden ajustar una variedad amplia de curvas de mineralización de N como el siguiente:

$$N_m = N_o(1 - e^{-kt})^{\frac{1}{(1-m)}}$$

Donde el parámetro m permite la flexibilidad de la curva y puede ser utilizado para comparar patrones de mineralización de N entre sitios y tiempo (Brown y Rothery, 1993). La solución de la ecuación se logra utilizando un método iterativo de mínimos cuadrados no lineal, de acuerdo a una iteración computacional de Gauss-Newton, así se estiman los parámetros (k, N_o y m) para el modelo de regresión no lineal-Proc NLIN (SAS, 1997). La Figura 6 muestra algunas tendencias de N mineralizado acumulado que pueden ser ajustadas con el modelo mencionado anteriormente. Estas tendencias pueden ser causadas a diferencias en el tipo de suelo, dosis de abono orgánico, humedad del suelo y temperatura, entre otros factores que afectan el proceso de descomposición de la materia orgánica en el suelo.

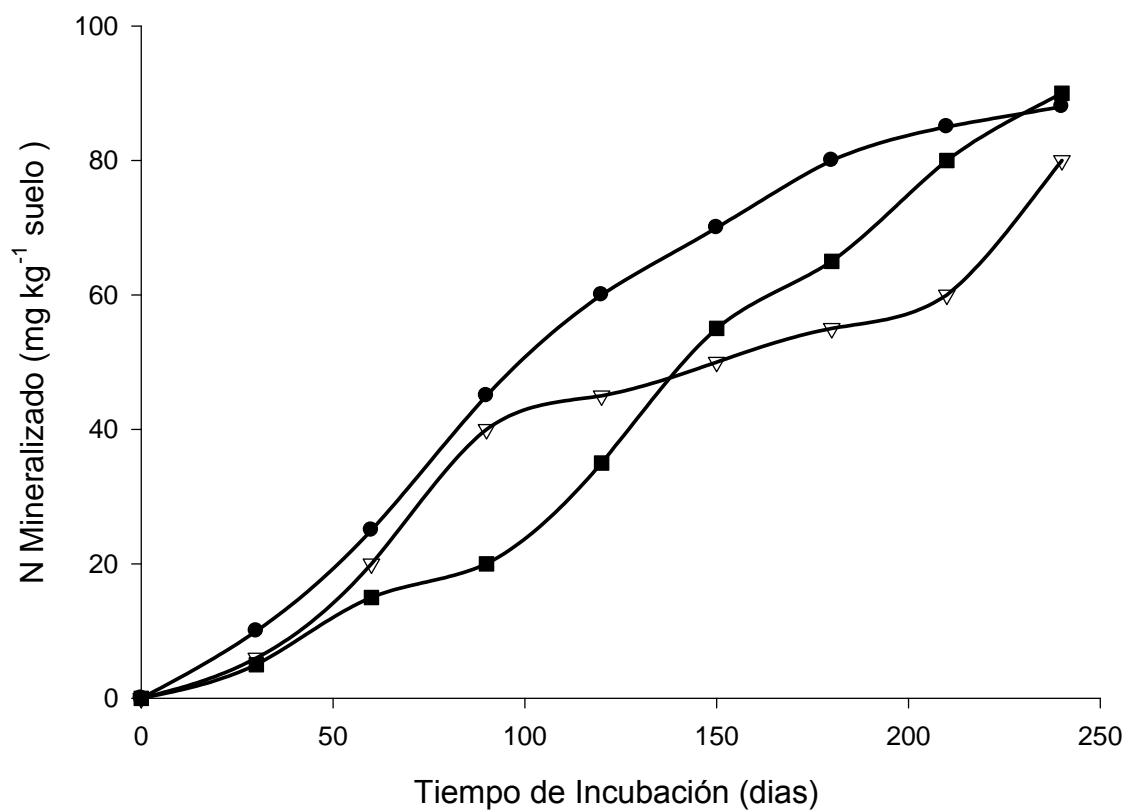


Figure 6. Tendencias de N mineralizado acumulado que pueden ajustarse con un modelo exponencial.

AVANCES DE INVESTIGACIÓN

Los resultados de mineralización de N han sido extremadamente variables debido a los factores ya mencionados que afectan el proceso de descomposición de materia orgánica. Por esta razón a continuación se muestran algunos avances de investigación extranjeros y las experiencias obtenidas en el Norte de México y Sur de los Estados Unidos.

De acuerdo con la bibliografía sobre el tema, las metodologías utilizadas en el estudio de mineralización de N han incluido condiciones de laboratorio y campo, así como variables del tipo de suelo y su relación con el manejo agronómico, suelos tratados con diferentes tipos de abonos orgánicos y bajo diferentes períodos de incubación. La variación observada en los valores de k y N_0 ha sido muy amplia (Cuadro 2). Esto confirma la necesidad de estudios locales para generar información de mayor utilidad en la utilización de abonos orgánicos. Es importante aclarar que la cantidad de N mineralizado es calculada con ambos parámetros (k y N_0) utilizando el modelo exponencial.

Cuadro 2. Valores de N_0 and k reportados para suelos agrícolas y abonos orgánicos (Flores, 2001).

Condición	k (mg sem ⁻¹)	N_0 (mg kg ⁻¹)	Referencia
Suelo agrícola	0.044-0.069	np	Stanford and Smith (1972)
Estiércol bovino	0.039-0.054	255-429	Griffin and Laine (1983)
Suelo agrícola	0.083-0.18	np	Campbell et al. (1984)
Estiércol bovino	0.05	773	Chae and Tabatabai (1986)
Suelo agrícola	0.024-0.034	np	El Gharous et al. (1990)
Composta (bovino)	0.003	85-95	Hadas and Portnoy (1994)
Suelo agrícola	0.04-0.26	85-364	Broersma et al. (1996)

Mineralización del N Orgánico de Estiércol Bovino

Flores (2001) realizó un estudio durante tres ciclos agrícolas en suelos del Sur del Estado de Nuevo Mexico (EUA) en los cuales se evaluaron diferentes abonos orgánicos y períodos variables de incubación utilizando resinas sintéticas de intercambio iónico. En el sitio Las Cruces, los valores de k variaron de 0.0061 a 0.015 mg N día⁻¹ en los suelos tratados con estiércol bovino lechero, mientras que en el testigo fue de 0.009 mg N día⁻¹.

Los valores de k para el sitio Artesia fluctuaron de 0.0064 a 0.0179 mg N día⁻¹ en los suelos tratados y 0.0133 mg N día⁻¹ en el control. De tal manera que las tasas de mineralización fueron de 2.8, 4.3, 4.0 y 6.6 mg N kg⁻¹ semana⁻¹ para el testigo, estiércol seco, composta y estiércol fresco, respectivamente. La Figura 7 muestra el N mineralizado acumulado y ajustado con el modelo exponencial. Las diferencias de N mineralizado entre el testigo y cada tipo de abono orgánico fueron de 23, 16 y 51 mg N kg⁻¹ suelo a los 250 días de incubación en condiciones de campo.

Mineralización del N Orgánico de Biosólidos

Los biosólidos son un tipo de abono orgánico con enorme potencial para suelos agrícolas en México y se cuenta con avances en legislación (SEMARNAT, 2002). El concepto de *dosis agronómica* ha sido definido como la cantidad de N requerido por los cultivos para alcanzar un potencial productivo dado en un período de crecimiento definido, de tal manera que la cantidad de N en los biosólidos que pase el perfil radicular del cultivo sea minimizado para evitar un impacto negativo en la calidad del agua freática (Barbarick e Ippolito, 2000). La dosis agronómica depende del contenido de N en el biosólido, suelo y agua de riego, de la tasa de descomposición del N orgánico del biosólido y de la demanda de N del cultivo asociado a un potencial de rendimiento (Cogger y Sullivan, 1999).

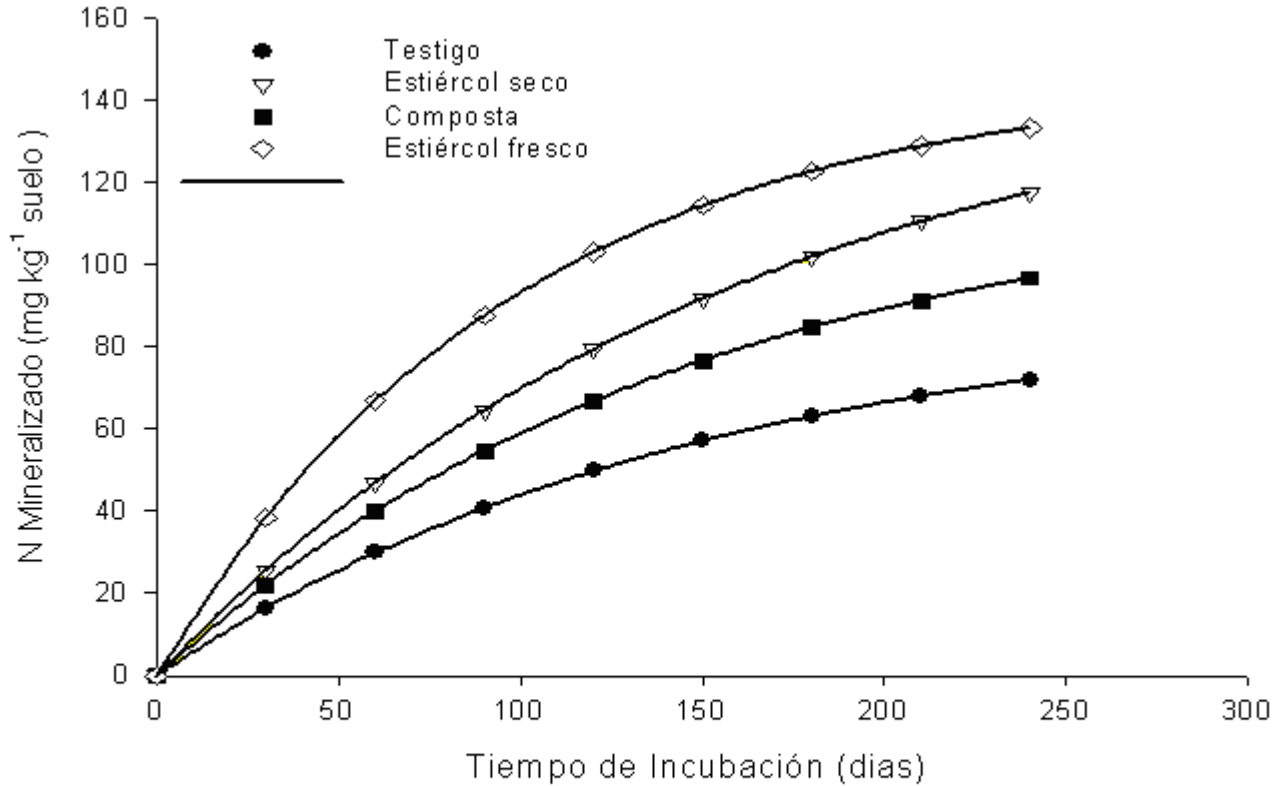


Figure 7. Nitrogeno mineralizado acumulado ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) para tres tipos de abonos orgánicos en Las Cruces, NM, 1998.

Algunos valores representativos de N mineralizable reportados para biosólidos en los Estados Unidos son: 30% para biosólido estabilizado con cal, 15% para biosólido anaerobicamente digerido y de 5% a 10% para biosólido compostado (NRC, 1996). Particularmente, la adición de cal en el proceso de tratamiento de biosólidos puede aumentar el pH del suelo, y las adiciones de biosólidos puede incrementar la capacidad amortiguadora de pH de un suelo (Pierzynski, 1994). Las tasas de mineralización de N orgánico en biosólidos secos o en compostas son menor que aquellas observadas en biosólidos líquidos y biosólidos desaguados. Por ejemplo, los biosólidos con estabilización alcalina pueden presentar de 50 a 55% de mineralización de N durante el primer año, mientras que la mineralización de N en biosólidos compostados es de 10% anual. Barbarika Jr., *et al.* (1985) reportaron valores de N orgánico

mineralizado de 1.8 a 60.3% a diferentes temperaturas del suelo (17 a 35 °C) y tiempos de incubación (5 a 16 semanas), el parámetro que mejor correlacionó fue la relación C:N del biosólido y del suelo.

Garau *et al.* (1986) reportaron tasas de mineralización (k) de N de 0.0202 ± 0.0011 y 0.0650 ± 0.0068 por día, respectivamente para procedimientos de lixiviado y no lixiviado. El N potencialmente mineralizable se incrementó con la dosis de biosólido aplicado. El porcentaje neto de N mineralizable en relación al N orgánico agregado fue 43 ± 7.8 y 27.7 ± 4.0 , respectivamente. Rowell *et al.* (2001) relacionaron las tasas de mineralización de N de biosólidos con su química inicial para encontrar parámetros de predicción. La mineralización neta de N fue expresada como cantidad de N orgánico transformado por cantidad de materia orgánica aplicada, la cual varió de 182 a 248 g kg⁻¹ y la mineralización neta de N varió de 2.09 a 18.21 g N kg⁻¹ de materia orgánica aplicada. Rogers *et al.* (2001) determinaron la tasa de mineralización de N (TMN) con la siguiente formula: $TMN (\%) = \{ (N \text{ inorgánico del suelo con biosólido} - N \text{ inorgánico del suelo sin biosólido} - N \text{ inorgánico agregado inicialmente del biosólido}) / (N \text{ orgánico agregado del biosólido}) \} \times 100$.

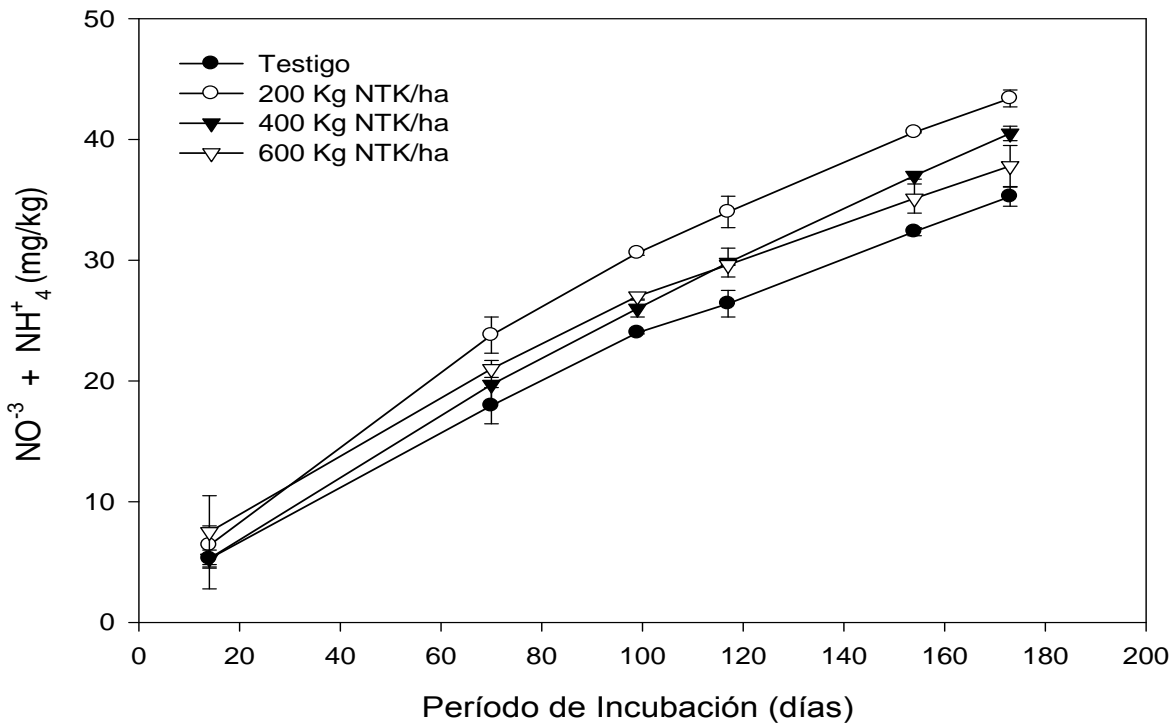


Figura 8. Nitrógeno inorgánico (NO₃ + NH₄) obtenido en un suelo franco tratado con biosólidos en condiciones de campo, 2003.

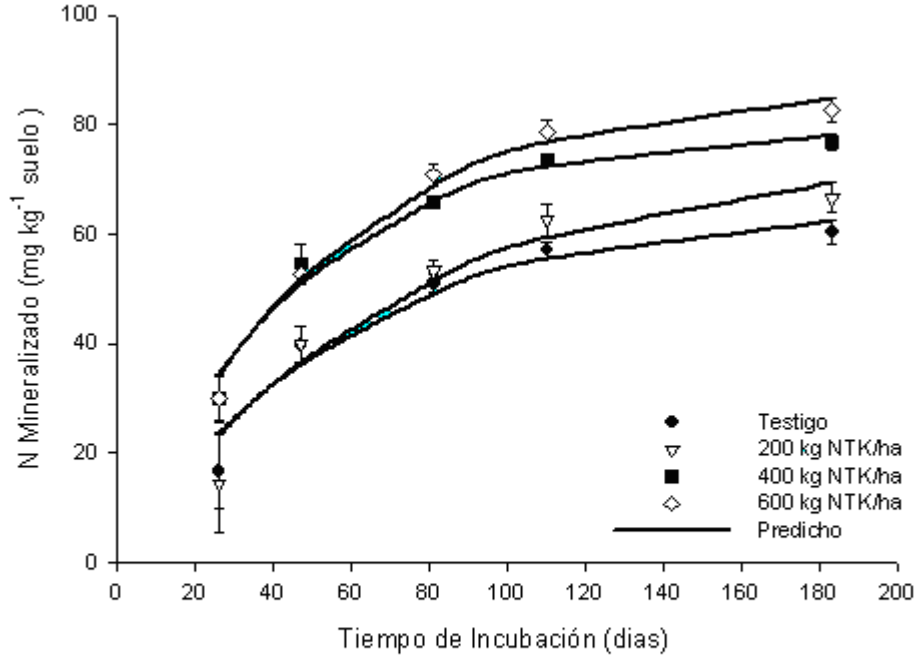


Figure 9. Nitrogeno mineralizado acumulado ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) para diferente dosis de biosolidos estabilizados con cal en Primavera-verano, Valle de Juarez, Chihuahua, Mexico, 2005.

Las investigaciones sobre biosolidos en el Estado de Chihuahua han sido realizadas por Figueroa et al (2000), Uribe et al (2002) y Flores et al. (2001-2006). Los primeros dos autores evaluaron dosis de biosolidos en suelos con algodónero y maíz forrajero, sin embargo no evaluaron la tasa de descomposición, mientras que Flores et al (2001-2006) incluyeron tanto la evaluación a nivel comercial como la determinación del porcentaje de descomposición de biosolidos estabilizados con cal.

Flores et al (2003) evaluaron las dosis 0, 9.8, 19.7 y 29.5 Mg ha^{-1} biosólido base seca que correspondieron a los tratamientos 0, 164, 328 y 492 kg NTK ha^{-1} y diseño experimental en bloques al azar con ocho repeticiones. El N mineralizado fue afectado significativamente por la dosis de biosólido ($P < 0.05$). En promedio, los valores máximos de N mineralizado con el método de las resinas sintéticas y el método de la diferencia fueron de 20% y 50% con la dosis de 164 Kg NTK ha^{-1} . Los porcentajes de N mineralizado con las dosis 328 y 492 Kg NTK ha^{-1} fueron de 7 y 4% con valores similares entre métodos (Figura 8). Estos porcentajes tan bajos se atribuyeron a que la temperatura del suelo fue menor a 15 °C lo que disminuyó la actividad microbiana en el suelo y a que las altas cantidades de N inorgánico suministradas por el agua de riego (33 mg N L^{-1}) pudieron afectar el proceso de mineralización. Los autores concluyeron que la mayor precisión del

método de las resinas puede justificar la utilización de una tasa del 20% como primera aproximación para cálculos de dosis de biosólidos estabilizado con cal de una y su aplicación a nivel comercial en el ciclo agrícola otoño-invierno en el Valle de Juárez, Chihuahua.

La Figura 9 muestra los resultados mas recientes de mineralización de N en un suelo cultivado con sorgo forrajero (Flores et al, 2006). Resulta notorio que la cantidad de N mineralizado es mayor que lo señalado en la Figura 8, es decir que la mineralización aumenta durante el ciclo Primavera-Verano quizás al aumento en la temperatura del suelo. Estos trabajos han tenido la particularidad de que se han realizado en suelos irrigados con aguas negras, lo cual ha permitido definir la influencia del N del agua de riego en la descomposición de biosólidos.

CONCLUSIONES

La falta de datos de mineralización de N para ciertas condiciones edafo-climáticas y de manejo ha ocasionado que las dosis agronómicas para abonos orgánicos sean calculadas con base en tasas de mineralización generalizadas, sin embargo la extrapolación de datos puede ocasionar que se realicen aplicaciones excesivas o dosis con las que no se satisface el requerimiento nutricional de los cultivos para obtener el potencial productivo. Es posible concluir que la mineralización de N es un componente esencial para el cálculo de dosis adecuadas de abonos orgánicos, así como la utilización de métodos *in situ* como el resinas sintéticas que permiten generar información realista de las condiciones edafo-climáticas y de manejo de cultivos, así como su utilidad para calibrar métodos de incubaciones en laboratorio. Por ello resulta evidente la necesidad de mayor investigación sobre la descomposición de abonos orgánicos en suelos agrícolas en México.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, S.A., J.D. Etchevers D. y J.Z. Castellanos R. 1987. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación especial No.1, 217 p.
- Alexander, M., y K.M. Scow. 1989. Kinetics of biodegradation in soil. In: B.L. Sawhney, and K. Brown (ed.). Reactions and movement of organic chemicals in soils. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI. p. 243-303.
- Barbarick, K.A. y J.A. Ippolito. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosólidos applied to dry land winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29:1345-1351.
- Barbarika Jr. A., L.J. Sikora y D. Colacicco. 1985. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. *Soil Soc. Am. J.* 49:1403-1406.
- Binkley, D. y P. Matson. 1983. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:1050-1052.
- Brady, N.C. y R.R. Weil. 1996. The nature and properties of soils. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 740 p.
- Bremner, J.M. 1996. Nitrogen total. P.1085-1121. In: J.M. Bartels et al. (ed.) Part 3. Methods of Soil Analysis. Chemical Methods 3rd ed. ASA and SSSA, Madison, WI, Book series No. 5.
- Broersma, K., N.G. Juma y J.A. Robertson. 1996. Net nitrogen mineralization from a gray luvisol under diverse cropping systems in the Peace River region of Alberta. *Can J. Soil Sci.* 76:117-123.
- Brown, D. y P. Rothery. 1993. Models in biology: mathematics, statistics and computing. John Wiley & Sons, New York. 688 p.
- Cabrera, M.L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:63-66.
- Cabrera, M.L. y D.E. Kissel. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1027-1031.
- Cameron, K.C., Di, H.J. y McLaren, R.G. 1996. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Aust. J. of Soil Res.* 35:995-1035.
- Campbell, C.A., Y.W. Jame y G.E. Winklemann. 1984. Mineralization rate constants and their use for estimating nitrogen mineralization in some Canadian prairie soils. *Can. J. Soil Sci.* 64:333-343.
- Cassman, K.G. y D.N. Munns. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1233-1237.
- Castellanos, J.Z. 2000. Fertilidad de Suelos. Libro. México

- Castellanos, J.Z. y P.F. Pratt. 1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:354-357.
- Chae, Y.M. y M.A. Tabatabai. 1986. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *J. Environ. Qual.* 15:193-198.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. 2003. Estadísticas del Agua en México. Inventario nacional de plantas de tratamiento. <http://www.can.gob.mx>.
- Cogger, C. G., A. I. Baray, S. C. Fransen y D. M. Sullivan. 2001. Seven years of biosolids versus inorganic nitrogen applications to tall fescue. *J. Environ. Qual.* 30: 2188-2194.
- Cogger, C. y D. Sullivan. 1999. Worksheet for calculating biosolids application rates in agriculture. Oregon State University. 17 p.
- Cueto, W.J.A., U. Figueroa V. y M. Quiroga G. 2004. Cuantificación de componentes del ciclo del N y respuesta de cultivos forrajeros en suelos abonados con estiércol bovino. XXXII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, León, Gto.
- Distefano, J.F. y H.L. Gholz. 1986. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17:989-998.
- Dou, Z., J.D. Toth, J.D. Jabro, R.H. Fox y D.D. Fritton. 1996. Soil nitrogen mineralization during laboratory incubation: dynamics and model fitting. *Soil Biol. Biochem.* 28(4):625-632.
- Ellert, B.H. y J.R. Bettany. 1988. Temperature dependence of net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1133-1141.
- Eghball, B. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(6):2024-2030.
- El Gharous, M., R.L. Westerman y P.N. Soltanpour. 1990. Nitrogen mineralization potential of arid and semiarid soils Morocco. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:438-443.
- Eno, CH. F. 1960. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Sci. Soc. Proceed.* 24:277-279.
- Figueroa, V.U., M.P. Rodríguez, M.A. Flores O., B. Corral D. y J.P. Flores Márgez. 2000. Establecimiento de parcelas demostrativas con el uso de biosólidos en suelos agrícolas del Valle de Juárez, Chih. Reporte final. Campo Experimental Valle de Juárez, INIFAP, JMAS, UNU. 52p.
- Flores, M.J.P. 1988. Determinación de dosis de fertilización nitrogenada para maíz y cebada en el Estado de Tlaxcala mediante un modelo simplificado. Tesis de Maestría en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Montecillo Edo. De México, 241 p.

- Flores, M.J.P. 2001. Nitrogen mineralization in agricultural soils treated with dairy manure under two soil water potentials. Dissertation, Doctor of Philosophy, New Mexico State University. Las Cruces, NM. 130 p.
- Flores, M.J.P. 2003. Manejo y Biodegradación de biosólidos aplicados a la agricultura. In: Memoria de la XV semana internacional de agronomía de la Facultad de Agricultura y Zootecnia, Universidad Juárez del Estado de Durango. Venecia, Dgo. P.52-59.
- Flores, M.J.P. 2006. Aguas residuales utilizadas en la producción agropecuaria en el Valle de Juárez, Chihuahua. In: Nuevos estudios sobre agua y medio ambiente en Ciudad Juárez, Volumen III, Jorge A. Salas Plata Mendoza-Compilador, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. P 55-69.
- Flores, M.J.P., B. Corral D. y G. Sapien M. 2007. Nitrógeno mineralizable de biosólidos estabilizados con cal en suelos agrícolas del Valle de Juárez, Chihuahua. *Terra Latinoamericana* (aceptado para publicarse en 2007)
- Flores, M.J.P., U. Figueroa V., M.A. Flores O. y F. Nuñez S. 2001. Caracterización de biosólidos generados en Cd. Juárez y su valuación en un suelo agrícola del Valle de Juárez, Chih. Reporte Final. JMAS, UNU-RIAMAS. 18p.
- Flores, M.J.P., R.P. Flynn, W.C. Lindemann y M. Remmenga. 2002. Total nitrogen content of dairy manures in New Mexico. New Mexico State University, Agricultural Experiment Station, Bulletin 785, Las Cruces, NM. 16 p.
- Flores, M.J.P., M.A. Flores O., M. Palomo R. y B. Corral D. 2003. Evaluación de biosólidos con cultivos forrajeros en el Valle de Juárez, Chihuahua. Proyecto de validación. INIFAP, Campo Experimental Valle de Juárez, Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Cd. Juárez, Fundación Produce Chihuahua. Reporte Final de Proyecto.
- Flores, M.J.P. y U. Figueroa V. 2004. Biosólidos en suelos agrícolas: avances en la investigación y validación. In: Memoria del XXXII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. SMCS, Chapingo, México.
- Flores, M.J.P., F. Perez C. y M.Z. Poncio A. 2006. Nitrogen mineralization in alkaline soils treated with lime-stabilized biosolids and residual wastewater at the North of Mexico. 18th. World Congress of Soil Science July 9-15, Philadelphia, PA.
- Giblin, A.E., K.J. Laundre, K.J. Nadelhoffer y G.R. Shaver. 1994. Measuring nutrient availability in arctic soils using ion exchange resins. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1154-1162.

- Griffin, G.F y A.F. Laine. 1983. Nitrogen mineralization in soils previously amended with organic wastes. *Agron. J.* 75:124-129
- Garau, M.A., M.T. Felipe y M.C. Ruiz de Villa. 1986. Nitrogen mineralization of sewage sludge in soils. *J. Environ. Qual.* 15(3):225-228.
- Hadas, A. y R. Portnoy 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *J. Environ. Qual.* 23:1184-1189.
- Havlin, J.L., J.D. Beaton, S.L. Tisdale y W.L. Nelson. 1999. *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management.* 6 th. Ed., Prentice may Inc. Upper saddle River, N.J. 499 p.
- Hart, S.C. y M.K. Firestone. 1989. Evaluation of three in situ soil nitrogen availability assays. *Can. J. For. Res.* 19:185-191.
- Hook, P.B. y I. C. Burke. 1995. Evaluation of methods for estimating net nitrogen mineralization in a semiarid grassland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:831-837.
- Jarvis, S.C., E.A. Stockdale, M.A. Shepherd y D.S. Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. p.188-235. In D.L. Sparks (ed.) *Advances in Agronomy.* Vol 57. Academic Press, Inc. New York, NY.
- Jiménez, C.B.E., J.A. Barrios P. y T.M. Garcíapiña R. 1998. Apoyo para la integración del documento “factibilidad de reuso de biosólidos provenientes de una TPA estabilizados con cal en Ciudad Juárez”, Informe Final. Universidad de las Naciones Unidas. 39 p.
- Kjonaas, O.J. 1999. In situ efficiency of ion exchange resins in studies of nitrogen transformation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:399-409.
- Kolberg, R.L., B. Rouppet, D.G. Westfall y G.A. Peterson. 1997. Evaluation of an in situ net soil mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:504-508.
- Lindemann, W.C. 2004. Mineralización del nitrógeno a partir de materia orgánica en el norte del desierto de Chihuahua. XXXII Congreso nacional de la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, León, Gto.
- Lindemann, W.C. y M. Cardenas. 1984. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1072-1077.
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. P. 1123-1184. In: J.M. Bartels et al. (ed.) Part 3. *Methods of Soil Analysis. Chemical Methods* 3rd ed. ASA and SSSA, Madison, WI, Books series No. 5

- NRC (National Research Council). 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. P.63-88.
- Papendick, R.I. y G.S. Campbell. 1981. Theory and measurement of water potential. P. 1-22. In: L.F. Elliot et al. (ed.) Water potential relations in soil microbiology. SSSA Special Publication 9. Madison, WI.
- Pratt, P.F., F.E. Broadbent y J.P. Martin. 1973. Using organic wastes as nitrogen fertilizers. Calif. Agric. 27:10-13.
- Pierzynski, G.M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. In: C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy (ed.). Sewage Sludge: land utilization and the environment. American Society of Agronomy. Madison, WI. p.21-25.
- Qian, P. y Schoenau. 2002. Practical applications of ion Exchange resins in agricultural and environmental soil research. Canadian Journal of Soil Science. Pag: 9-18.
- Ritter, W.F. y A. Shirmohammadi. 2001. Agricultural nonpoint source pollution. Watershed management and hydrology. 329p.
- Raison, R.J., M.J. Connel y P.K. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. Soil Biol. Biochem. 19:521-530.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. J. of Exp. Botany. 10:290-300.
- Rieck, A.M.H., G.A. Miller y J.W. Schafer. 1996. Nutrient content of dairy manure from three handling systems. J. Prod. Agric. 9(1):82-86.
- Ross, S. 1989. Soil processes: a systematic approach. Chapman and Hall, Inc. New York, NY. P. 39-74.
- Rouppet, B. 1994. In situ soil nitrogen mineralization in no-till dryland agroecosystems. Dissertation. Department of Soil and Crop Sciences, Colorado State University. Fort Collins, CO. 136 p.
- Rouppet, B., R.L. Kolberg, R.M. Waskom, D.G. Westfall y G.A. Peterson. 1994. In situ nitrogen mineralization methodology. In: J.L. Havlin (ed.) Great plains soil fertility conference proceedings. Denver, Co. p 24 -29.
- Rogers, B.F., U. Krogmann y L.S. Boyles. 2001. Nitrogen mineralization rates of soils amended with nontraditional organic wastes. Soil Science. 166(5):353-363.
- Rowell, D.M., C.E. Prescott y C.M. Preston. 2001. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. J. Environ. Qual. 30:1401-1410.

- Salazar, S.E., C. Vazquez V., H.I. Trejo E. y O. Rivera O. 2003. Aplicación, manejo y descomposición del estiércol de ganado bovino,. In: Abonos orgánicos y plasticultura, Capitulo II, SMCS, FAZ-UJED, Gomez Palacio Dgo., p 18-36
- SAS, Institute Inc. 1997. SAS/STAT. User guide, version 6, fourth edition, volume2, Cary, NC, SAS Institute Inc. 846 p.
- SAGARPA, SIAP. 2007. Resumen Nacional de población ganadera y superficie sembrada en México en 2005. www.siap.gob.mx.
- SEMARNAT. 2002. Proyecto de norma oficial mexicana. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. PROY-NOM-004-ECOL. 2000. México, D.F.
- Schnabel, R.R. 1983. Measuring nitrogen leaching with ion exchange resin: a laboratory assessment. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:1041-1042.
- Sierra, J. 1990. Analysis of soil nitrogen mineralization as estimated by exponential models. Soil Biol. Biochem. 22:1151-1153.
- Sierra, J. 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. Soil Biol. Biochem. 29:1557-1563.
- Stanford, G. y E. Epstein. 1973. Nitrogen mineralization-water relations in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38:103-107.
- Stanford, G. y S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36:465-472.
- Tate, R.L. 1995. Soil Microbiology. John Wiley & Sons. New York, NY.
- Uribe, M. H. R., R. Galván L., N. Chávez S., R. Rodríguez M., G. Orozco H. y M. del S. Espino V. 2002. Uso de biosólidos en maíz forrajero y algodnero. Resultados y Avances de la Investigación en el Estado de Chihuahua. SAGARPA, INIFAP. Publicación 9: 101-110.
- U.S. Environment Protection Agency (EPA). 1999. Biosolids generation, use, and disposal in the United States. EPA530-R-99-009.
- Westermann, D.T. y S.E. Crothers. 1980. Measuring soil nitrogen mineralization under field conditions. Agron. J. 72:1009-1012.
- White, R.K. y L.M. Safley, Jr. 1984. Optimum land utilization of manure. Transactions of the ASAE. 27:520-524.

- White, C.S. y Y.D. Marinakis. 1991. A flexible model for quantitative comparisons of nitrogen mineralization patterns. *Biol. Fertil. Soils*. 11:239-244.
- Zhengxia, D., J.D. Toth, J.D. Jabro, R.H. Fox y D.D. Fritton. 1996. Soil nitrogen mineralization during laboratory incubation: dynamics and model fitting. *Soil Biol. Biochem.* 28:625-632.

CAPÍTULO XVIII

RIESGO DE CONTAMINACION DE SUELO POR METALES PESADOS Y SU IMPACTO POTENCIAL EN LOS CULTIVOS

**Rafael Zúñiga Tarango¹, Teresa Alarcón Herrera², Elizabeth Zúñiga Valenzuela³, Cristo Omar
Puente Valenzuela³, Enrique Salazar Sosa¹, Cirilo Vázquez Vázquez¹ e Ignacio Orona Castillo¹**

¹Universidad Juárez del Estado de Durango. División de Estudios de Posgrado. Apartado Postal 1-142 en Gómez Palacio, Dgo. CP. 35000. fazujed@yahoo.com

²Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados. Fracc. Miguel de Cervantes No. 120 Complejo Industrial. Chih. Chih. Cp 31109 e-mail: teresa.alarcon@cimab.edu.mx

³Alumnos del programa de Maestría en Agricultura Orgánica. DEP-FAZ-UJED

INTRODUCCIÓN

Mundialmente la contaminación ambiental por metales pesados se hace cada vez más extensiva derivado de un creciente número de factores antropogénicos entre los que podemos mencionar los afluentes y desechos industriales y urbanos, agroquímicos, además de las operaciones en la industria minera, situación que ha venido afectando progresivamente los diferentes ecosistemas (Luján, 2005). De los tóxicos producidos como resultado de las actividades humanas y de los procesos industriales, en los últimos años los metales pesados se han convertido en los principales contaminantes ambientales, por lo que su concentración ha ido en aumento en el aire, suelo y agua, contaminando los nichos ecológicos, que a su vez impacta directamente en los organismos productores primarios y son la parte de entrada a la cadena alimentaria en la cual el hombre está incluido (Cañizares, 2006). Esta situación es muy similar en México ya que existe actualmente una gran cantidad de sitios contaminados debido principalmente a las actividades de la industria minera y

petroquímica, además de la deposición clandestina y derrames de desechos peligrosos (Volke *et al.*, 2005).

Gran parte de las investigaciones han sido dirigidas a estudiar los efectos de los metales pesados en los organismos por su alto potencial de toxicidad entre los que se encuentran el plomo, cadmio, mercurio, níquel y el metaloide arsénico, esta lista la complementan otros metales como el cobre, cromo, selenio, cobalto, vanadio y molibdeno con los mismos efectos que a diferencia de otros compuestos orgánicos que contaminan, como herbicidas, plaguicidas, algunos derivados del petróleo, entre otros no se pueden degradar biológicamente, por lo que permanecen en los suelos o sedimentos de donde se liberan lentamente al agua.

Micó (2005), destaca que todos estos elementos son objeto de numerosos estudios, debido a que presentan rasgos comunes que les confiere un gran interés ambiental, ya que tienen un carácter acumulativo al no ser biodegradables, de tal forma, que su concentración no disminuye con el tiempo, algunos de ellos resultan esenciales o, en determinados casos, beneficiosos para los organismos vivos a pequeñas concentraciones, pero todos ellos se convierten en elementos tóxicos cuando se exceden ciertos umbrales, encontrándose generalmente en forma de cationes, pudiendo interactuar con algunos componentes. Estos se encuentran presentes en el suelo de forma natural, en función del tipo de material originario y de los procesos edafogénicos ocurridos, por lo que se requiere el estudio de las concentraciones normales o niveles de fondo para poder caracterizar procesos de contaminación de origen antrópico.

Fuentes de Exposición

Es considerado un metal pesado a los varios elementos metálicos con masas atómicas elevadas como por ejemplo el mercurio, el cromo, el cadmio, el arsénico o el plomo. Tiene una densidad igual o superior a 5 gr cc⁻¹ (García y Dorrenboros, 1998). Pueden dañar a los organismos incluso a bajas concentraciones y tienden a acumularse a lo largo de la cadena alimentaria (EPA)

Los metales se clasifican en dos grupos:

- a) Oligoelementos o micronutrientes, requeridos en pequeñas dosis por plantas y animales, para completar su ciclo vital, después de cierto límite se vuelven tóxicos.

- b) Metales pesados (M. P.) sin función biológica conocida, que en pequeñas dosis en los seres vivos ocasiona disfunciones de sus organismos (Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb, Bi) El contenido de metales pesados. es función de la composición de material original, los procesos edafogénicos y de la actividad humana (antropogénesis como la actividad industrial

García y Dorronsoro (1998), señalan que la fuente antropogénica ha llegado a ser la principal aportadora de metales pesados con la utilización de productos químicos agrícolas y lodos residuales desglosándolas de la siguiente manera.

- Actividades de minería y fundición. El proceso de minería implica: la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semiprocesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación localizada de metales. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia. En áreas mineras, las capas superiores de suelos minerales presentan concentraciones elevadas de cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio. El Cadmio es producido como un subproducto inevitable de la refinación del cinc (o de vez en cuando plomo), puesto que estos metales ocurren naturalmente dentro del mineral crudo. Sin embargo, una vez que esté recogido el cadmio es relativamente fácil de reciclar.
- Generación de electricidad y otras actividades industriales. La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de plomo, níquel y vanadio. Las mayores fuentes industriales de metales incluyen fábricas de hierro y acero que emiten metales asociados con las menas de hierro, como el níquel. Las fábricas de baterías, pueden emitir cantidades considerables de plomo. Los metales asociados con áreas altamente industrializadas, incluyen arsénico, cadmio, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio.
- Residuos domésticos. Aproximadamente el 10% de la basura está compuesta de metales. Uno de los problemas más serios de las sociedades modernas es como deshacerse de este volumen de basuras. Las dos alternativas son enterrar o incinerar. El enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar algunos de los metales volátiles. Las cantidades producidas de residuos sólidos y semisólidos en los países desarrollados, se representan en porcentajes en la Figura 1.

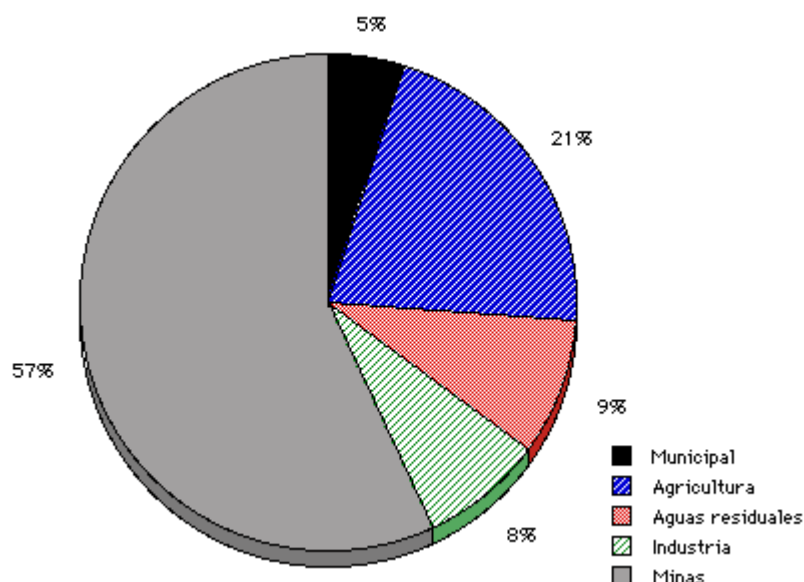


Figura 1. Porcentaje de residuos sólidos y semisólidos en países desarrollados (García y Dorronsoro, 1998).

A excepción de pH ácidos, los metales son poco móviles en suelos y tienden a acumularse en la parte superficial, en el horizonte biológicamente más activo, lo que hace que los metales estén fácilmente accesibles para los vegetales. La mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr, los cuales tienden a estar más disponibles a pH alcalino.

Sepúlveda (2005), señala que la excavación de minas, la remoción de minerales y el proceso y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema; por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original. Por otro lado, las industrias especializadas en el proceso de metales (siderurgias y metalúrgicas) pueden emitir partículas de dimensiones micrométricas, que son fácilmente transportables por el viento a grandes distancias y causar problemas en la salud de poblaciones.

CAMIMEX (1992), las Normas Oficiales Mexicanas Ecológicas señalan condiciones particulares de descarga para metales pesados, incluyendo al plomo, para las siguientes industrias y servicios:

- Refinación de petróleo y petroquímica
- Fertilizantes, excepto los que produzcan ácido fosfórico

- Productos plásticos y polímeros sintéticos
- Fabricación de asbestos de construcción
- Industria hulera
- Celulosa y papel
- Impregnación de productos de aserradero
- Asbestos, textiles, materiales de fricción y selladores
- Elaboración de papel a partir de celulosa virgen y fibra celulósica reciclada.
- Preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos, y producción de harina y aceite de pescado
- Jabones y detergentes
- Hospitales

A continuación se mencionan las principales fuentes de exposición para los distintos metales pesados.

Plomo

Las fuentes de exposición humana varían de un país a otro y de una región a otra en el mismo país (en zonas urbanas y rurales), lo cual está relacionado con las actividades y consumo de productos que involucran al plomo.

Minería:

Díaz (1999), según el Informe del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS), del año 1999, se sabe que la producción de plomo a nivel fundición emite al aire un promedio de 1,700 a 31,200 ton año⁻¹. Sin embargo, las fuentes móviles contribuyen con unas 248,030 ton año⁻¹ (Cuadro 1).

Cuadro 1. Estimación de la emisión antropogénica de plomo hacia la atmósfera.

Fuente	Emisión (ton año ⁻¹)
Combustión del carbón	
Plantas de energía eléctrica	780 – 4,650
Industrial y doméstico	990 – 9,900
Combustión de petróleo	
Plantas de energía eléctrica	230 – 1,740
Industrial y doméstico	720 – 2,150
Producción de plomo fundición	
Minería	1,700 – 3,400
Producción de plomo	11,700 – 31,200
Producción de plomo – níquel	11,000 – 22,100
Producción de cadmio - zinc	5,520 – 11,500
Otros	
Producción de acero	1,070 – 14,200
Fuentes móviles	248,030

Gasolina (parque automotor):

Esquivel (2001), reporta que la gasolina con plomo en los EU ha lanzado más de 30 millones de toneladas de plomo al aire. (SSA, 1995) Asimismo, se debe saber que el 75 % de la población en América Latina es urbana, por tanto, es una condición especial para que las partículas de plomo liberadas al aire puedan afectar a la población que reside en zonas urbanas. Vivir cerca de una avenida, es un factor asociado al incremento del nivel sanguíneo de plomo en niños, que puede alcanzar hasta los 5 ug dL⁻¹.

La pintura con plomo (Danza, 1999) es la principal fuente de intoxicación infantil, ya que en la medida que la pintura se deteriora y cae al piso, el polvo de las casas se contamina; y el niño se intoxica cuando se lleva las manos a la boca.

Baterías:

SSA (1995), reporta que la industria más contaminante asociada a la producción secundaria de plomo, es el reciclaje de baterías.

Soldadura:

El humo metálico (“fumes”) de la soldadura contiene plomo, además de otros metales. Esta actividad es una de las más importantes fuentes de exposición y contaminación, sobretodo en personas que no

utilizan en forma adecuada su equipo de protección respiratoria en actividades formales y principalmente informales.

Asimismo existen muchas cañerías metálicas antiguas que contienen soldaduras con plomo y el agua ácida de bajo contenido mineral, puede lixiviar grandes cantidades de plomo de las mismas. Esto es particularmente factible cuando el agua ha permanecido estancada por lapsos de periodo prolongado y sobretodo con agua caliente. Muchas instalaciones hidráulicas domésticas tienen concentraciones de plomo que pueden superar los 20 ug dL⁻¹. Por otro lado en los antiguos enfriadores de agua, así como en las cafeteras, todavía se pueden encontrar partes con soldadura de plomo.

Cerámica vidriada:

Muchos alfareros de países como Perú y México, utilizan plomo para darle resistencia térmica al barro, al cual se le denomina “barro vidriado”.

Otras fuentes de plomo:

Díaz (1999) la constituyen los remedios tradicionales de ciertas etnias (azarcón y greta), los cosméticos de ojos, los pasatiempos (pintura artística, serigrafía, tiro al blanco, etc.) y la ingestión de pequeños objetos de plomo (plomadas para pesca y cortinas).

Cadmio

Lenntech (2004), señala que de forma natural grandes cantidades de cadmio son liberadas al ambiente, sobre 25 toneladas al año. La mitad de este cadmio es liberado en los ríos a través de la descomposición de rocas y algún cadmio es liberado al aire a través de fuegos forestales y volcanes. El resto del cadmio es liberado por las actividades humanas, como es la manufacturación.

Instituto de Ecología de México (2004), menciona que la población abierta se expone a él principalmente a través de la cadena alimenticia, aunque también por el consumo de tabaco contaminado con cadmio presente en los fertilizantes fosfatados.

El cadmio se asocia con las siguientes actividades:

- Baterías recargables de Níquel/Cadmio (Ni/Cd):
- Fertilizantes
- Pigmentos y estabilizadores en plástico y PVC
- Pigmentos en pinturas
- Galvanización

- Catalizadores y conservadores en la industria del plástico
- Elaboración de pinturas
- Aleaciones

Arsénico

ASTDR (2003), reporta que el arsénico no puede ser destruido en el ambiente, solamente puede cambiar de forma o puede adherirse o separarse de partículas. El arsénico que se libera desde plantas de energía y de otros procesos de combustión generalmente está adherido a partículas muy pequeñas. Muchos compuestos comunes de arsénico pueden disolverse en agua. Por lo tanto, el arsénico puede pasar a lagos, ríos o al agua subterránea disolviéndose en el agua de lluvia o la nieve o en desagües industriales. Al final, la mayor parte del arsénico termina en el suelo o en el sedimento. Aunque algunos peces y mariscos incorporan arsénico que puede acumularse en los tejidos, la mayor parte de este arsénico se encuentra en una forma orgánica llamada arsenobetaína. Pequeñas cantidades de arsénico normalmente entran al cuerpo en el aire que usted respira, el agua que bebe y los alimentos que come. De estas fuentes, los alimentos son la fuente principal de arsénico.

Además de los niveles normales de arsénico en el aire, el agua, el suelo y los alimentos, usted podría estar expuesto a niveles más altos de las siguientes maneras:

- Niveles de arsénico naturales en rocas excepcionalmente altos, lo que puede traducirse en niveles de arsénico excepcionalmente altos en el suelo o el agua. Si usted vive en un área como esta, puede ingerir niveles de arsénico sumamente altos en el agua potable.
- Algunos sitios de desechos peligrosos contienen grandes cantidades de arsénico. Si el material no se ha almacenado en forma apropiada, puede pasar al agua, al aire o al suelo de los alrededores.
- Si su trabajo involucra la producción o el uso de arsénico (por ejemplo, fundición de cobre o plomo, tratamiento de madera, aplicación de plaguicidas), puede estar expuesto a niveles altos de arsénico durante la jornada de trabajo.
- Si usted sierra o pule madera tratada con arsénico, puede inhalar aserrín. Asimismo, si usted quema madera tratada con arsénico, puede inhalar arsénico en el humo.

Distribución en Ambiente y Seres Vivos

Según el Informe Ambiental de Montevideo (2003) las propias características de los metales pesados es lo que les permite que estos se encuentren en el ambiente, pueden encontrarse en el suelo, agua y aire, para que esto ocurra dependerá de la forma química en que se encuentren.

Suelo contaminado:

Peris (2005) señala que la contaminación de los suelos por metales pesados es un problema ambiental que desde hace tiempo preocupa a los científicos, ya que desde el suelo los metales pueden ser transferidos a otras partes del ecosistema (cultivos, aguas subterráneas) entrando en la cadena trófica. Entre los cultivos que la literatura reporta afectados por suelos contaminados (Cuevas y Walter, 2004) es el maíz (*Zea Mays L.*) donde reportan contenido de Ni y Cd en tallo y hoja. (Rimblas y Masilla, 2004) Pb, Cd y As en cereales y vegetales. (Justin *et al.*, 2001) Cd, Ni y Pb en el tejido foliar de alfalfa, trigo y maíz, donde se muestra una correlación positiva entre el Cd foliar y años regados con aguas residuales.

Agua contaminada:

Álvarez y Trento (2004), mencionan que los ríos y estuarios suelen ser los principales receptores de los residuos generados por las actividades humanas (efluentes industriales, rurales y urbanos) los que aportan sustancias sumamente peligrosas, especialmente metales pesados. Los metales pesados se encuentran en los diferentes componentes de un sistema acuático: agua, sedimentos suspendidos, lecho y los distintos componentes de la biodiversidad. La contaminación de sedimentos es considerada por varios organismos ambientales internacionales como el mayor riesgo en estos ambientes acuáticos en virtud de que estos elementos persisten en el medio como micropoluentes con elevada toxicidad. Las consecuencias de un vertido contaminante afectan no sólo a la calidad de las aguas superficiales sino también a las reservas subterráneas por transporte a través de la zona no saturada del suelo (Polo *et al.*, 2000).

Aire contaminado:

El plomo transportado por el aire es originado principalmente por los aditivos de la gasolina, se ha controlado eficazmente desde los años ochenta mediante reglamentos federales. Sin embargo, gran parte de este plomo aún permanece en la tierra cerca a las carreteras muy transitadas y en las zonas urbanas y es transportado por el aire.

Thornton (1993), señala que la acumulación de metales pesados a través de la cadena alimentarla suelo – planta herbívoro - carnívoro, está bien documentada. Los elementos cadmio, cobre y zinc representan un peligro potencial para la cadena alimentaria a través de la acumulación en las plantas. La contaminación por metales puede, a través de la acumulación en la cadena alimentaría, causa niveles muy elevados de ciertos metales en algunos animales, y en consecuencia, efectos tóxicos. La contaminación por metales en los ecosistemas agrícolas puede causar una reducción en la productividad secundaria, pero las conclusiones se ven complicadas a causa de la naturaleza extremadamente compleja de las interacciones entre los metales dentro de los organismos. El nivel trófico más elevado de muchos ecosistemas terrestres es el hombre; la progresiva acumulación de metales en esos ecosistemas podría amenazar el bienestar del hombre, manifestado directamente a través del incremento en las concentraciones de metales en sus alimentos; o indirectamente a través de la degradación de la calidad de su ambiente.

En conclusión se puede mencionar que el suelo es el gran depósito de todos los metales pesados y este es una de las principales fuentes para contaminar los diferentes niveles tróficos. El comportamiento de los metales pesados en los diferentes sistemas que enlazan se comporta de la siguiente manera:

Sistema Suelo-Planta

La toxicidad de un contaminante depende de sí mismo pero también de las características del suelo, su sensibilidad al toxico, también dependiente de características edáficas importantes.

El pH, es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos.

Por otra parte, algunos metales pueden estar en la solución del suelo como aniones solubles. Tal es el caso de Se, V, As, Cr.

Con respecto a la textura la arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos.

La materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos. Los metales una vez que forman quelatos o complejos pueden migran con mayor facilidad a lo largo del perfil.

Además ésta puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, como es el Cu, que pueden quedar en posición no disponible por las plantas. Por eso algunas plantas, de suelos orgánicos, presentan carencia de ciertos elementos como el Cu el Pb y el Zn que forman quelatos muy estables no disponibles.

La complejación por la materia orgánica del suelo es una de los procesos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos órgano-metálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los organismos del suelo es una causa muy importante de la persistencia de la toxicidad. Pero también la presencia de abundantes quelatos puede reducir la concentración de otros iones tóxicos en la solución del suelo.

La estabilidad de los complejos tiende a seguir la siguiente secuencia: $Cu > Fe > Mn = Co > Zn$

Carbonell *et al.* (1995) para que una planta pueda absorber los diferentes metales pesados es necesario que ocurra una serie de factores predisponentes para esto, como lo es: (Álvarez-Benedí *et al.*, 2003) pH, textura, actividad microbiana, contenido de materia orgánica, entre otras cosas. Existen diferentes teorías de cómo es que la planta absorbe a los metales, puede ser por intercambio iónico en una coabsorción con nutrientes minerales, por un cambio de especie química ocasionado por la actividad microbiana, por la interacción de agentes quelantes producto de la degradación de materia orgánica y actividad microbiana y finalmente por un transporte de masas. Una vez absorbidos los metales por la planta, (Mrittunjai *et al.*, 2004) éstos siguen diferentes rutas como ocasionar estrés oxidativo, quelación, (Bentley y Chaspeen, 2002) quelación por la vía del glutatión.

Existen diferentes cultivos donde se han encontrado cantidades de metales pesados en partes comestibles de éstos, indicando una contaminación al nivel trófico siguiente, en este nivel trófico pueden considerarse a los humanos y en términos más generales a los mamíferos. Si bien el destino de los metales pesados dependerá del metal, en términos generales puede decirse que éstos reaccionan con los grupos y tioles de las proteínas desencadenando alteraciones en las vías metabólicas que llevan alteraciones fisiológicas ocasionando un estado de enfermedad. Entre las más documentadas pueden mencionarse; estrés oxidativo, problemas de reproducción, pérdida cognitiva, cáncer, etc. En niveles tróficos inferiores al hombre ocurren los procesos de magnificación biológica por efecto de la

acumulación de estos en órganos blanco de los metales pesados como lo es el hígado, riñones, músculo y otros tejidos blandos.

En definitiva, según la forma en la que se encuentre el metal retenido en el suelo, así será la disponibilidad relativa para las plantas y por tanto la incorporación en los organismos (Cuadro 2) (García y Dorronsoro, 1998).

Cuadro 2. Disponibilidad de los metales pesados según la forma de retención. (García y Dorronsoro, 1998).

Forma de retención en el suelo	Disponibilidad relativa
Iones en solución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de cambio	Relativamente disponibles pues estos metales, por su pequeño tamaño y altas cargas, quedan fuertemente adsorbidos
Metales quelatados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre alguna alteración química
Incorporado a la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura mineral	Disponible después de la meteorización

En general se considera que la movilidad de los metales pesados es muy baja, quedando acumulados en los primeros centímetros del suelo, siendo lixiviados a los horizontes subsuperficiales en muy pequeñas cantidades. Es por ello que la presencia de altas concentraciones en el horizonte superficial seguida de un drástico decrecimiento a los pocos centímetros de profundidad es un buen criterio de diagnóstico de contaminación antrópica (García y Dorronsoro, 1998).

Para determinar el límite de tolerancia de toxicidad para distintos contaminantes es conveniente calcular los valores normales que presentan los suelos naturales no contaminados, estos niveles de tolerancia deben de ser contrastados con un estudio de efecto en animales y vegetales.

Para identificar la contaminación se utilizan los patrones de referencia que son niveles establecidos, que permiten establecer las condiciones de riesgo y contaminación y así tomar medidas correctivas o preventivas.

La toxicidad en el suelo es determinada por la concentración de los metales en su fase bioasimilable, o sea, en la solución del suelo y las formas absorbidas. Esta fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA o por EDTA y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad. Pero por la

dificultad de extracción, es por lo que las normativas prefieren evaluar la cantidad total de elemento tóxico presente. Se supone que existe un equilibrio entre la fase soluble y la cantidad total presente (Lindsay, 1979, calcula que el 10% del total se encuentra en fase soluble). Pero en esta correspondencia intervienen numerosos factores tanto del elemento tóxico en sí como de las características del propio suelo (conceptos ya expuestos anteriormente). Por ejemplo, para una misma concentración de elementos tóxicos en un suelo, la concentración de la fase asimilable será mucho más elevada para un suelo ácido que para uno neutro o alcalino (García y Dorronsoro, 1998).

Entonces una medida correcta y directa de la peligrosidad real o presente, es la concentración en la fase bioasimilable mientras que la concentración total es, válida para determinar la peligrosidad potencial o futura.

Lo anterior nos permite concluir que para cada agente contaminante un solo valor no estima adecuadamente el nivel de toxicidad válido para todos los suelos y cultivos (Cuadro 3) (García y Dorronsoro, 1998).

Cuadro 3. Umbrales de concentración de metales que se consideran excesivos (mg kg^{-1}). (García y Dorronsoro, 1998).

Metal	1	2	3	4
Cr	100	800	100-1000	---
Co	20	300	---	---
Ni	50	500	30-300	75
Cu	50	500	50-1000	140
Zn	200	3000	150-2500	300
As	20	50	---	---
Mo	10	200	---	---
Cd	1	20	1-20	3
Sn	20	300		
Ba	200	2000		
Hg	0,5	10	1-16	1,5
Pb	50	600	50-750	300

1: Nivel de referencia en Holanda. Nivel indicativo por encima del cual hay contaminación demostrable.

2: Nivel C en Holanda. Superado este valor el suelo ha de ser saneado.

3: Límite de concentración para poder añadir lodos en España (suelos de pH <7 y >7 respectivamente)

4: Máximo aceptable en suelos agrícolas.

Como se observa hay bastante disparidad entre los distintos umbrales establecidos. La diversidad de los suelos y sus propiedades son los principales responsables de esta diversidad. Pero también la ausencia de una casuística amplia ha impedido la deseable unificación de criterios.

Antecedentes y avances de investigación en la región lagunera

En la Región Lagunera los metales pesados se han convertido en un grave problema de salud pública, causando daños severos en ocasiones asintomáticos por las situaciones antes mencionadas, estos problemas han sido estudiadas sus causas desde el punto de vista médico principalmente en la acción del plomo y el arsénico clasificándolos como elementos altamente dañinos y de los cuales se ha ubicado su procedencia principalmente por las emisiones de estos contaminantes al suelo, debido a su presencia en aleaciones metálicas dispersas por vía atmosférica a partir de la industria metalúrgica o fundición y a la concentración de arsénico por el abatimiento de los mantos acuíferos.

Las causas principales de suelos con metales pesados (plomo y arsénico) son el riego con agua de cause y aguas residuales, contaminados por la industria, el uso intensivo de agroquímicos (fertilizantes pesticidas) pudiendo tener efectos negativos en los cultivos, especialmente en las hortalizas (Henk, 2000; Zúñiga *et al.*, 2006).

La capacidad de acumulación de las plantas con respecto a metales pesados no es constante dependiendo del tipo de cultivo, del contaminante y su concentración. Generalmente la mayor cantidad de metales pesados es acumulada en la raíz y la menor en las semillas o frutos, variando la absorción del metal de acuerdo al pH del suelo (Lomelí y Tamayo, 2000) y la especie vegetal. En este sentido el cultivo del tomate se encuentra entre las hortalizas más importantes a nivel mundial ocupando un lugar preponderante con relación al desarrollo económico y social en la agricultura ya que tiene una gran importancia en la canasta básica, situación que prevalece en la Región Lagunera.

Por lo anterior es obligado poner especial atención a la fijación, adsorción y movilidad de estos elementos en el suelo, por los peligros que representa la entrada de estos contaminantes a la planta y por ende a la cadena trófica así como el estudio de alternativas de rehabilitación de suelos contaminados.

Contaminación por metales pesados en tomate cultivado en hidroponia

Este trabajo comprende el desarrollo de dos etapas, en la primera se analiza el contenido de metales pesados en diferentes presentaciones de fertilizantes de sulfato de amonio así como la materia prima de los insumos que lo conforman (ácido sulfúrico) que generalmente se consideran residuos industriales de los procesos de fundición y de la petroquímica con un alto potencial de contenido de metales pesados, principalmente plomo, arsénico y cadmio. Estos subproductos también son utilizados como mejoradores de suelo y comercializado específicamente en la región teniendo origen en los procesos de refinería y obtención de metales de las industrias localizadas en este punto. De los fertilizantes utilizados elaborados a base de los insumos antes mencionados se cuantificaron los contenidos de los elementos pesados los productos analizados fueron SAMU, SAM y peletizado (diferentes concentraciones).

Las determinaciones analíticas se hicieron con una digestión en el horno de microondas y siguiendo los procedimientos marcados por la Norma Oficial Mexicana NMXAA-051-SCFI que refiere para muestras de agua que en este caso fue alterada con la aplicación de ácido sulfúrico. El sulfato de amonio por su parte se llevó a peso constante, posteriormente se hizo una digestión total por el método de USEPA SW846-7061, para arsénico y SW846-3010 para plomo. Las concentraciones se midieron en un equipo de absorción atómica equipado con generador de hidruros y horno de grafitos.

Tomando en cuenta las concentraciones de plomo, cadmio y arsénico que refiere la Norma NOM-147 SEMARNAT-SSA1, 2004 para suelos contaminados por metales pesados, se puede considerar que la aplicación directa de subproductos o de fertilizantes derivados de los subproductos de la industria inducen una contaminación que puede ser reflejada en los cultivos después de un período prolongado en su uso sobre todo en suelos ácidos o en la aplicación de estos fertilizantes por medio de hidroponía (Figuras 2, 3, 4).

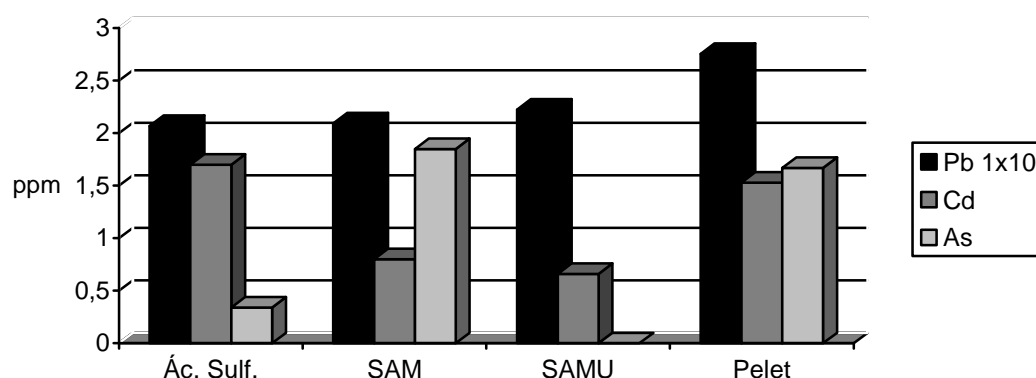


Figura 2. Concentración de metales pesados en sulfato de amonio.

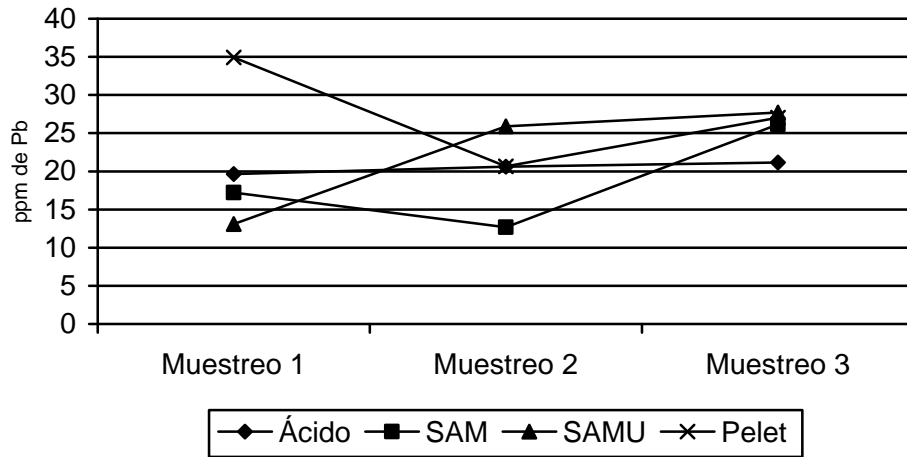


Figura 3. Concentración de plomo en tres fechas de muestreo de ácido sulfúrico comercial.

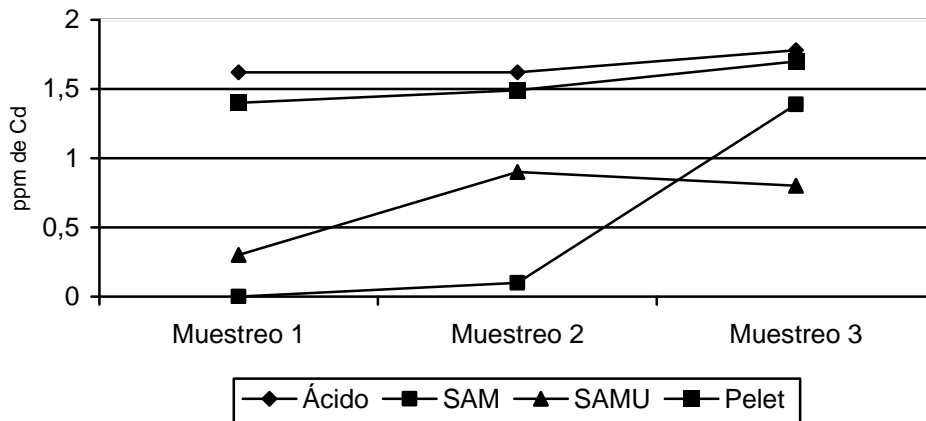


Figura 4. Concentración de cadmio en tres fechas de muestreo de ácido sulfúrico comercial.

La industria Peñoles da la composición del Sulfato de Amonio como suplemento nutricional de alta compatibilidad, que aporta nitrógeno, potasio y azufre. Participa en la síntesis de lípidos, carotenos, ácidos orgánicos y clorofila. Elimina carbonatos mejorando así la permeabilidad y aumentando la solubilidad de micro-nutrientes. Se puede aplicar al suelo, al agua de riego y en fertirrigación, según el reporte no contiene Pb ni Cd (Cuadro 4) ([www. peñoles.com.mx](http://www.peñoles.com.mx)).

Cuadro 4. Composición del Sulfato de Amonio producto de Peñoles. (www.peñoles.com.mx).

Composición / Composition			Líquido Liquid	Estándar Standard	Ultrasoluble Ultrasoluble
Nitrógeno / Nitrogen (N)	%		9.1	20.8 ± 0.2	18.5
Azufre / Sulfur (S)	%		10.4	23.8 ± 0.2	21.7
Fierro / Iron (Fe)	ppm	Max.	540.0	30.0	18.0
Zinc / Zinc (Zn)	ppm	Max.	100.0	6.0	30.0
Selenio / Selenium (Se)	ppm	Max.	420.0	20.0	
Manganeso / Manganese (Mn)	%	Min.			330.0
Potasio / Potassium (K ₂ O)	%	Max.			2.5

Propiedades / Properties			Líquido Liquid	Estándar Standard	Ultrasoluble Ultrasoluble
pH		Max.	4.00	4.50	3.0
Densidad / Density	g / cc		1.24	1.15	0.3
Acidez Libre / Free Acidity	%	Max.	0.10	0.10	0.8
Humedad / Moisture	%	Max.		1.00	1.0
Solubilidad / Solubility (@ 25°C)	g / l	Max.		600.00	700.0

Granulometría / Granulometry			Líquido Liquid	Estándar Standard	Ultrasoluble Ultrasoluble
Malla / Mesh	+ 20	%		15	
Malla / Mesh	- 20 + 40	%		55	
Malla / Mesh	- 40	%		30	
Malla / Mesh	- 200	%			100

Peñoles tiene una producción de 215,837 toneladas de sulfato de amonio por año en promedio (Cuadro 5) ((www.peñoles.com.mx).

Cuadro 5. Producción de Sulfato de Amonio de Peñoles en toneladas. (www.peñoles.com.mx).

	2001	2002	2003	2004	3 ^{er} TA 2005
Sulfato de Amonio	257,045	218,681	171,785	224,622	134,405
Bisulfito de Amonio	4,561	5,167	4,549	4,579	3,613
3 ^{er} trimestre acumulado					

La segunda etapa consistió en determinar la acumulación de metales pesados en hoja, tallo, raíz y fruto de tomate que fue cultivado en hidroponía bajo condiciones de invernadero, donde se integro un área experimental delimitada en torno al manejo de los contaminantes. En esta se suministraron las diferentes concentraciones de plomo, cadmio y arsénico. Se aplicaron los elementos por separado y en diferentes plantas en torno a los límites de concentración que la normatividad establece en suelos contaminados, estos contaminantes se aplicaron en la solución nutritiva del cultivo en tres diferentes

periodos (trasplante, 25 y 50 días después del trasplante), con la finalidad de ponerlos disponibles para la planta durante todo el ciclo. (Figuras 5, 6)

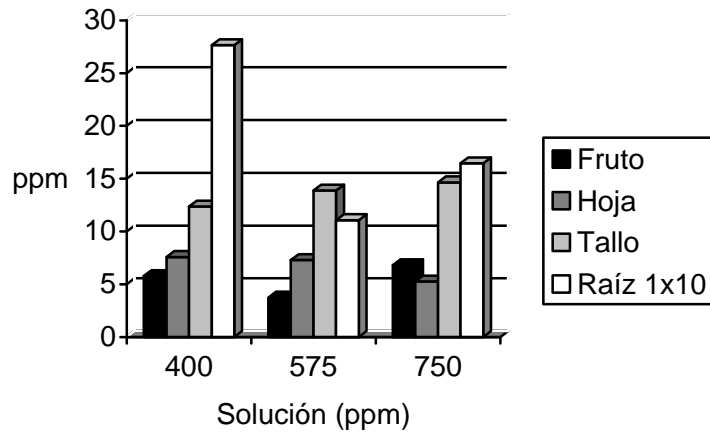


Figura 5. Contenido de plomo en tomate cultivado en hidroponía.

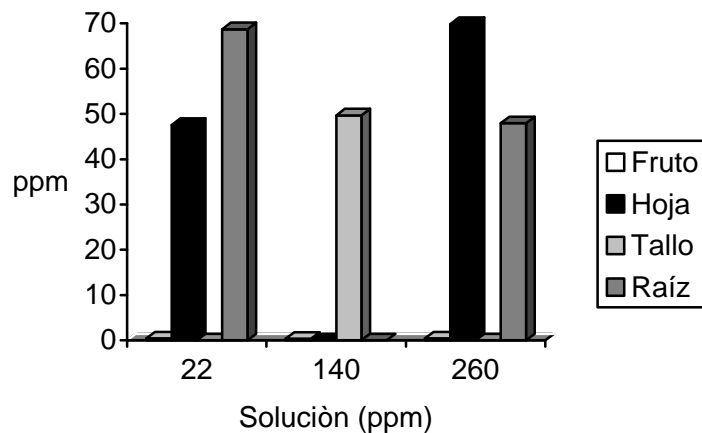


Figura 6. Contenido de arsénico en tomate cultivado en hidroponía.

La sobre explotación de los acuíferos de la Región Lagunera ha producido el incremento paulatino del nivel de arsénico en agua (Cruz y Levine, 1998) la cual el 71.46 % se emplea para uso agrícola, generando la acumulación de éste en el suelo de cultivo; el comportamiento o dinámica que éste presenta en el suelo es muy semejante al comportamiento observado para el fósforo, (Valverde, 1999) Bajo las mismas condiciones, se adsorbe una mayor cantidad de fosfatos, probablemente debido al diferente radio iónico de los aniones en cuestión. El radio de los iones fosfato es menor y dada una determinada superficie de adsorción, pueden ser adsorbidos un número mayor de iones fosfato. La

movilidad del arsénico en los suelos es mínima y, en medios oxidantes, la forma AsO_4^{-3} (As^{+5}) es la más abundante, comportándose como ácido débil formando sales insolubles y a diferencia de la mayoría de los elementos, las variaciones de pH afecta poco su solubilidad, siendo adsorbido fundamentalmente por los oxihidróxidos de Fe y Al.

La alfalfa uno de los principales cultivos de la Región Lagunera se presenta como un eslabón importante en la cadena trófica llegando a ser un contaminante indirecto a través de la carne y/o leche de vaca; tiene la capacidad de absorber 14 mg kg^{-1} cultivada en suelos con 60 mg kg^{-1} de As. Rosas *et al.* (1999) en su estudio realizado en la Región Lagunera reportan una acumulación de As en las hojas de la alfalfa de $3.16 \mu\text{g g}^{-1}$.

Entre las características de la alfalfa unas de ellas es que ésta tiene gran capacidad de coabsorber metales entre los nutrientes minerales necesarios para el desarrollo de ésta, Cuadro 2 (G. y Cajuste 1992; Rosas, 1999; Cajuste, *et al.*, 2001; Torresdey, 2004).

El hidroarsenicismo se ha detectado desde hace varias décadas; (García *et al.*, 2003) los estudios epidemiológicos han confirmado que en los municipios de Francisco I. Madero y San Pedro Coahuila, así como en Tlahualilo Durango, se encontró el agua de bebida contaminada con arsénico en promedio de 0.250 mg L^{-1} , produciéndose hidroarsenicismo crónico regional endémico. (NOM-127, 1994) La Norma Oficial Mexicana establece un límite de 0.050 mg L^{-1} para agua de consumo humano. Si bien en la región existe gran número de pozos los cuales también son empleados para el riego de los cultivos regionales, los cuales están relacionados con la producción de leche, actividad en la cual la Región Lagunera es una de las más importantes de la región norte del país. (SAGARPA, 2007). Esta misma fuente señala que en la región se riegan 78,859 hectáreas con agua de pozo, equivalente al 53 % de la superficie total donde se cultiva alfalfa para forraje.

El arsénico se ha reportado que tiene (Prieto *et al.*, 2005] la capacidad de traslocarse a partes aéreas de las plantas, siendo las hojas el órgano de acumulación de éste, y ya absorbido podría filtrarse a la leche de vaca y a la carne de ésta, generando una contaminación de la cadena trófica. (Eulalia, 2004) los aniones de As^{+3} , presentan gran afinidad por los grupos $-\text{SH}$ (constituyentes importantes de las proteínas), por lo que se producen uniones de este con distintas enzimas. Una vez absorbidos, el arsénico o sus derivados se distribuyen entre los diferentes compartimientos corporales. El modo de

distribuirse es importante en relación a los efectos, y depende del compuesto. En el organismo humano, el arsénico se concentra en los leucocitos y se acumula fundamentalmente en hígado, riñón, pulmón, pelo, dientes, uñas y piel.

Para hablar realmente de una contaminación es necesario conocer la especie de arsénico que se encuentra presente en los cultivos, ya que éste presenta varias formas o especies químicas y dependerá de ésta la toxicidad que pueda presentar el arsénico a los organismos. (Rimblas, 2004) Las diferentes especies son consecuencia de los procesos metabólicos que se producen naturalmente en la biosfera, siendo las formas más tóxicas halladas en los alimentos el arsénico inorgánico (As^{+3} y As^{+5}), que han sido clasificados como agentes cancerígenos; sin embargo, las formas metiladas tienen una baja toxicidad aguda, y el arsénico elemental es muy poco tóxico por su escasa solubilidad.

Lucas (2002) la ingesta diaria máxima tolerable provisional (PMTDI) para arsénico inorgánico es de $0,002 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso, la ingestión semanal tolerable provisional (ISTP) de $0,015 \text{ mg}$ de arsénico inorgánico por kg de peso, pero se subrayó que existe un estrecho margen entre esta ISTP y las ingestas cuyos efectos tóxicos se han notificado en estudios epidemiológicos.

CONCLUSIONES

Actualmente en el país no existe legislación sobre el contenido de arsénico en alimentos de consumo humano, no habiendo tampoco para animales, es de vital importancia generar las bases conceptuales que generen estas legislaciones para proteger la salud. Si bien en la Región Lagunera no se ha tomado con la debida importancia la acumulación de arsénico en el suelo agrícola por efecto del agua con alto contenido, será un problema que se debe abordar si se desea asegurar la inocuidad de los productos generados en la región.

El mayor porcentaje de metales pesados se aporta de forma antropogénica al utilizar estos elementos en la actividad industrial la cual tiene aportaciones líquidas, gaseosas y sólidas que de una forma u otra llegan al suelo para contaminarlo aumentando su concentración y provocando la toxicidad en las plantas y animales formando un eslabón importante en la cadena trófica causando enfermedades.

Las características edáficas y estructurales del suelo pueden favorecer la adsorción de estos metales y baja su movilidad facilitando su deposición en la superficie del suelo, por lo que generalmente es el

horizonte superficial el más contaminado llegando en algunos sitios a tener una concentración tal que se les considere suelos contaminados.

La aplicación directa de subproductos o de fertilizantes derivados de los subproductos de la industria inducen una contaminación que puede ser reflejada en los cultivos después de un período prolongado en su uso sobre todo en suelos ácidos o en la aplicación de estos fertilizantes por medio de hidroponía.

Los proyectos de investigación deberán ser orientados a la prevención y rehabilitación de los suelos partiendo de las alternativas ya existentes tales como biorremediación, extracción por solventes e inundación de suelos entre otras.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Riesgo a Enfermedades (ASTDR). 2003. Resumen de salud pública: Arsénico, www.atsdr.cdc.gov/es
- Álvarez-Benedí, J., S. Bolado R., I. Cancillo C. y C. Calvo R. 2003. Dinámica de adsorción – desorción de arsénico (v) en suelos de cultivo en castilla y león. Estudios de la zona no saturada del suelo Vol. VI.
- Bentley., R. and T. G. Chasteen. 2002. Microbial methylation of metalloids: Arsenic, Antimony, and Bismuth. *Microbiology and molecular biology reviews*, june 2002, p. 250–271 Vol. 66, No. 2
- Cámara Minera de México (CAMIMEX). 1992. Lo que usted debe saber del plomo, serie Plomo 1. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Medio Ambiente.
- Cajuste, L. J., A. V. Alarcón, et al. 2001. Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el valle del mezquital, Hidalgo, México. *Colegio de Posgraduados Texcoco, México, Agrociencia*. 35: 267 - 274.
- Carbonell B., A. A., F. M. Burló C. y J. J. Mataix B. 1995. Arsénico en el sistema suelo – planta significado ambiental. Universidad de Alicante, España. ISBN: 84-7908-192-9.
- Cañizares V., R. O. 2006. Eliminación de metales pesados por microalgas. Experiencias en el CINVESTAV. Alternativas para la rehabilitación de suelos contaminados con metales pesados y metaloides. Colegio de Posgraduados. Chapingo, Méx.
- Cruz., A y G. Levine. 1998. El uso de las aguas subterráneas en el Distrito de Riego 017, Región Lagunera, México, IWMI, Serie Latinoamericana: No 3.

- Cuevas., G. e I. Walter, 2004. Metales pesados en Maíz (*Zea Mays L.*) cultivado en un suelo enmendado con diferentes dosis de compost de lodo residual. Revista internacional de Contaminación Ambiental, Abril – junio, año/vol. 20, número 002. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. pp 59 -68
- Danza, F. 1999. Contaminación por plomo. Informe elaborado por la Comisión de Salud Ocupacional Sindicato Médico del Uruguay. www.smu.org.uy/gremiales/resoluciones/informes/plomo.pdf
- Díaz B., F. 1999. Evaluación del Riesgo por la Exposición a Plomo. CEPIS/OPS. Perú. ToxFAQs para Plomo. www.atsdr.cdc.gov/es/
- Esquivel de S., M. 2001. Estudio de la contaminación por plomo en sangre de poblaciones humanas expuestas al tránsito automotor. Dirección de Investigaciones – Universidad Nacional de Asunción (UNA) – Paraguay. Revista de Ciencia y Tecnología. Vol. 1, No 3.
- EPA. 2001. Guía del ciudadano para la biocorrección US environmental protections Agency Office of Soild waste and emergency response.
- García I. y C. Dorronsoro. 1998. Contaminación del suelo. Tema 15. Contaminación por Metales Pesados. Departamento de Edafología y Química Agrícola Universidad de Granada. España Unidad docente e investigadora de la Facultad de Ciencias <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- García S., J. J., G. Olivas M., M. C. Hernández S., M. F. San miguel S. y N. González D. 2003. Alteraciones electroneuromiográficas en pacientes con hidroarsenicismo crónico regional endémico en la Comarca Lagunera. Revista Mexicana de Medicina Física y Rehabilitación 2003; 15: 75-78. http://www.medigraphic.com/pdfs/fisica/mf-2003/mf033_4d.pdf
- G., R. C. and L. J. Cajuste. 1992. Heavy metal in soil and alfalfa (*Medicago Sativa l.*) irrigated with three sources of wastewater. J. Environ. SCI. Health, Colegio de Posgraduados, Centro de edafología, Montesillo México. A: 1771 -1783.
- Henk de Zeeuw. 2000. La agricultura urbana y peri-urbana, salud y medio ambiente urbano. Documento de discusión para la conferencia electrónica de FAO-ETC/RUAF sobre la agricultura urbana y peri-urbana. <http://www.fao.org/urbanag/paper2-s.htm>.
- Instituto de Ecología de México. (2004). <http://www.ine.gob.mx/dgicurg/sqre/ti-cont-metales.html>.
- Informe Ambiental de Montevideo 2003, Cáp. IV Contaminación por metales en el suelo.
- Justin C., L., A Vázquez A., Ch. Siebe G., G. Alcántar G. y M. de L. de la Isla de B. 2001. Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

- Agrociencia, mayo – junio, año/vol. 35 número 003 Colegio de Posgraduados Texcoco, México pp. 267 – 274
- Lenntech. 2004. <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-peiodica/Cd.htm>. El agua para su potabilizacin".
- Lomelí R., M. G. y R. Tamayo O. 2005. Contaminación por metales. <<http://www.sagan-gea.org/hojared-AGUA/pagina/15agua.html>.
- Lucas V., E. 2002. Consultora Internacional de la FAO. Características generales de los elementos tras evaluación según codex alimentarius.
- Luján T., M. 2005. El intrigante cadmio. Cátedra de química biológica vegetal. Departamento de Química Biológica. Facultad de Farmacia y Medicina. Universidad de Buenos Aires.
- Micó Ll., C. 2005. Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Universidad de Valencia, Departamento de planificación territorial. Servie Publicaciones. Tesis Doctoral.
- Mrittunjai., S., M. Lena Q., N. Singh and S. Singh, 2004. Antioxidant responses of hyper-accumulator and sensitive fern species to arsenic. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 56, No. 415, pp. 1335–1342, May 2005 doi:10.1093/jxb/eri134 Advance Access publication 21 March, 2005
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse
- Peris M., Mónica, 2005. Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón. *Biología Vegetal Universidad Valencia*. Tesis Doctoral. ISBN: 97884-37064-864.
- Polo G., M. J., E. Domínguez., García – Baquero y J. V. Giradles C. 2000. Lixiviación de metales desde puntos con contaminación residual en la Cuenca del Guadimar. Dpto. Agronomía, E.T.S.I.A.M. Universidad de Córdoba.
- Rimblas C. M. E. y B. A. Marsilla de P. 2004. Los compuestos químicos en los alimentos, desde una perspectiva de la seguridad alimentaria. Region de Murcia Consejería de Sanidad, Dirección de Salud Pública Servicio de Seguridad Alimentaria y Zoonosis.
- Rosas., R., Belmont. 1999. Arsenic concentration in water, soil, milk and forage in Comarca Lagunera, Mexico. *Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Water, Air and Soil Pollution*. 112: 133 - 149.
- Secretaría de Agricultura Ganadería Pesca y Alimentación. 2007. Informe de siembras y cosechas año agrícola 2007. Delegación en la Región Lagunera (Durango – Coahuila) Subdelegación de Planeación y Desarrollo Rural.

- Secretaría de Salubridad y Asistencia. 1995. Intoxicación por plomo: de la detección a la prevención primaria. Mayo-Junio de 1995, Volumen 37, No. 3, pp. 264-275.
- Sepulveda, T. V., J. A. V. Trejo. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides. México, D. F., Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología.
- Thornton., J. 1993. Incineración de residuos peligrosos impactos en la agricultura. Campaña de tóxicos de Greenpeace segunda edición. Febrero 1993
- Torresdey, J. L. G., K. J. Tiemann. 2004. Ability of *Medicago sativa* (Alfalfa) to remove nickel ions from aqueous solution. El Paso Texas, Department of chemistry, University of Texas at Department of Agronomy & Horticulture, New Mexico State University, Las Cruces: 239 - 248.
- Torresdey, J. L. G., J. H. González. 2004. Biosorption of cadmium, chromium, lead and zinc by biomass of *Medicago sativa* (Alfalfa). Department of Chemistry, The University of Texas at El Paso, El Paso.
- Valverde, G. J. 1999. Especiación de arsénico en suelos contaminados tras el accidente minero de aznalcollar. Química Analítica. Barcelona, Universidad de Barcelona.
- Volke S., T., J. A. Trejo V. y D. A. De la Rosa P. 2005. Suelos contaminados por metales pesados y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. S. y G. editores. S. A. de C. V. México, D. F. 141 pág. www.peñoles.com.mx
- Zúñiga T., R., E. Zúñiga V., M. T. Alarcón H., J. D. López M. y C. Vázquez V. 2006. Contaminación por metales pesados (Pb, Cd y As) en fertilizantes de sulfato de amonio y su impacto potencial en los cultivos. Alternativas para la rehabilitación de suelos contaminados con metales pesados y metaloides. Colegio de Posgraduados. Chapingo, Méx.

CAPÍTULO XIX

Use of sequential extraction to assess the influence of sewage sludge amendment on metal mobility in Chilean soils

Ines Ahumada,*^a Paula Escudero,^a M. Adriana Carrasco,^b Gabriela Castillo,^c Loreto Ascar^a and Edwar Fuentes^a

^aFacultad de Cs. Químicas y Farmacéuticas. Universidad de Chile, Casilla 233, Santiago, Chile. E-mail: iahumada@ciq.uchile.cl; Fax: 156-2-7370567; Tel: 156-2-6782802

^bFacultad de Cs. Agronómicas. Universidad de Chile, Casilla 1004, Santiago, Chile

^cFacultad de Cs. Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile, Casilla 2777, Santiago, Chile

In Chile, the increasing number of plants for the treatment of wastewater has brought about an increase in the generation of sludge. One way of sludge disposal is its application on land; this, however involves some problems, some of them being heavy metal accumulation and the increase in organic matter and other components from sewage sludge which may change the distribution and mobility of heavy metals. The purpose of the present study was to determine the effect of sewage sludge application on the distribution of Cr, Ni, Cu, Zn and Pb in agricultural soils in Chile. Three different soils, two Mollisols and one Alfisol, were sampled from an agricultural area in Central Chile. The soils were treated with sewage sludge at the rates of 0 and 30 ton ha⁻¹, and were incubated at 25 °C for 45 days. Before and after incubation, the soils were sequentially extracted to obtain labile (exchangeable and sodium acetate-soluble), potentially labile (soluble in moderately reducing conditions, K₄P₂O₇-soluble and soluble in reducing conditions) and inert (soluble in strong acid

oxidizing conditions) fractions. A two-level factored design was used to assess the effect of sludge application rate, incubation time and their interaction on the mobility of the elements under study. Among the metals determined in the sludge, zinc has the highest concentration. However, with the exception of Ni, the total content of metals was lower than the recommended limit values in sewage sludge as stated by Chilean regulations. Although 23% of zinc in sludge was in more mobile forms, the residual fraction of all metals was the predominant form in soils and sludge. The content of zinc only was significantly increased in two of the soils by sewage sludge application. On the other hand, with the exception of copper, the metals were redistributed in the first four fractions of amended soils. The effect of sludge application rate, incubation time and their interaction depended on the metal or soil type. In most cases an increase in more mobile forms of metals in soils was observed as the final effect.

INTRODUCTION

In Chile, the increasing number of plants for the treatment of wastewater has brought about an increase in sludge generation. As a matter of fact, 23 % of the total wastewater generated by a population of more than 5 million in Santiago, the capital of Chile, is being treated at present. One way of sludge disposal is its application on land. This procedure, however, involves some problems that have been under study elsewhere, such as the presence of pathogens and toxic chemicals, heavy metal accumulation, and contamination of ground water.(1,2)

The use of sludge as a source of P and N affects soil properties such as pH, organic matter content, electric conductivity, available phosphorus, and trace metal content.(3,4) Mobility and bioavailability of trace metals may also vary.⁵ Continued application of this kind of treatment on agricultural land may lead to accumulation of metallic elements and constitute a potential environmental hazard or, on the contrary, it might reduce availability of these elements so that they might be used to fix toxic elements, or they might change the soil physicochemical properties.(2) Total metal content in soil has been estimated to be an inadequate parameter for identifying the level of availability and toxicity.(6,7) High concentrations of metals in soil do not necessarily imply their release and, consequently, their availability to plants or ground water metal contamination.(8) Trace metals in the soil system may constitute part of its solution and solid phase. In the latter, they are distributed among the various soil components and soil association with them gives rise to the forms that determine trace metal mobility. These metal forms are the soluble, exchangeable, complexed or adsorbed in organic matter, adsorbed

or occluded in oxides, associated with clay minerals and with primary minerals.(9) Knowledge of the chemical forms of metals in soils and sludge gives more information about metal behaviour and in order to determine them, sequential extraction procedures have been developed, which constitute highly utilized tools for understanding the chemistry of heavy metals in soil.(10,11) These procedures are not quite specific and overlapping could occur among metal fractions.12–14 Despite uncertainty about extractant selectivity and possible readsorption and redistribution problems, these extraction procedures provide a semiquantitative methodology to determine trace metal forms.(15) By using these procedures, Sposito et al.(16) found that sludge application to soil increased the forms of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn bound to carbonate or to organic matter. (Chang et al., 17) using a similar methodology, found that the carbonate forms for Cu, Ni, and Zn prevailed in sludge-treated soils. (Wang et al., 11) found that, in soils treated with various sludge doses, Ni occurred in the form associated with oxides, carbonates, and organic matter and that this constituted a capacity factor associated to a potential source of available Ni. Sludge application to soil involves a supply of organic matter that may modify the chemical forms of the metals present in soil. Sequential extraction is like a fingerprint of metals, giving information about their potential for leaching and availability.

Thus, if the metal is in the first fractions of a soil, this exhibits a greater potential hazard when compared with other soils where the metal is mainly found in the last fractions, especially in the last, where it will be available only under extreme conditions rarely found in the environment. Studies where sludges have been applied for long periods indicate no toxic levels of accumulation of metals such as As, Cd, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, and Zn.(18). On account of this background knowledge, it is of utmost importance to have information that permits assessment and/or prediction of the status of potentially toxic elements in these soils treated with a sewage sludge representing the treatment of most wastewaters from the city of Santiago.

The purpose of the present study was to determine the effect of sewage sludge application on the mobility of Cr, Ni, Cu, Zn and Pb in agricultural soils in Chile. A two-level factorial design was used to evaluate the effect of sludge application rate, incubation time, and interactions of both on the mobility of these elements in the soils. In addition, linear regression was used to identify the effect of macroscopic soil properties (pH, cation exchange capacity, and total organic matter) on these variables.

MATERIALS AND METHODS

Reagents

High purity water with a resistivity of 18 M Ω cm, obtained from a Milli-Q Plus system (Millipore Corporation, USA) was used for all solutions. Standard solutions of Cr(III), Ni(II), Cu(II), Zn(II) and Pb(II) were obtained from the respective standard solution Titrisol1, Merck. Reagents for acid digestion of soils and sludge (HNO₃, HF and H₂O₂) were Merck Suprapur® quality. The extracting solution for sequential extraction was prepared from analytical grade reagents (Merck).

Soil collection and treatment

Three soils were sampled from an agricultural land area in central Chile. Composed surface (0–10 cm) soil samples were drawn. At each site five replicates were obtained by making a 10610 m plot and drawing a soil sample from each corner and the center of the plot using a stainless-steel hand auger with a plastic liner to avoid contamination by chromium or other metal. The samples were mixed, reduced and processed. All samples were air-dried and sieved through a 2 mm mesh-size polyethylene sieve. Portions of <2 mm soil fractions were ground in an agate mortar and stored in polyethylene sample bottles. As concerns soil classification, two of the soils are Mollisol (STG and MCH) and the other one belongs to the Alfisol (CQE) order. Soil pH was determined as 1 : 2.5 soil-to-water and 1 : 2.5 soil-to-0.1 M KCl solution (wt/wt).⁽¹⁹⁾ Organic matter was determined by the Walkley–Black procedure.⁽²⁰⁾ Cation exchange capacity (CEC) was determined by the sodium acetate procedure at pH 7.21 Total metal determination was done by Flame Atomic Absorption Spectrophotometry (F-AAS) after acid digestion (with a mixture of 4 mL HNO₃, 4 mL HF, and 2 mL H₂O₂) of 200 mg of soil sample, using a Milestone/mls 1200 Mega microwave oven. Metals were determined by flame AAS using a 1100 B Perkin-Elmer atomic absorption spectrometer. Characteristics of the sludge utilized for amending soils were also assessed with these methods.

Sludge incorporation and incubation method

The soils were treated with stabilized sludge from a treatment plant from Santiago at a rate of 0 and 30 ton ha⁻¹ with further incubation at 25 °C for 45 days under field capacity moisture conditions. Prior and after incubation, the soils were subjected to a sequential extraction with specific reagents of differing extracting power to obtain the following operationally defined fractions for Cr, Ni, Cu, Zn, and Pb in soils: exchangeable (Step 1), sodium acetate-soluble (Step 2), soluble in moderately reducing

conditions (Step 3), $K_4P_2O_7$ -soluble (Step 4), soluble in reducing conditions (Step 5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (Step 6). Metal determination in the extracts was performed by flame AAS.

Sequential extraction methods for soils and sewage sludge (SEM)

Each sample (3 g of sludge or soil) was weighed and the metals were extracted with the SEM as described by Howard and Shu.²² At same time, 3 g of sample were dried at 105 °C to determine humidity in order to make the corresponding correction by dry weight.

Step 1: 20 mL $MgCl_2$ 1 M, shaken for 1 h at 25 °C.

Step 2: 20 mL NaOAc (sodium acetate) 1M pH 5, shaken for 5 h at 25 °C.

Step 3: 20 mL 0.1 M $NH_2OH \cdot HCl$ (hydroxylamine hydrochloride) 1 0.01 M HNO_3 , shaken for 30 min at 25 °C.

Step 4: 20 mL 0.1 M $K_4P_2O_7$, shaken for 24 h at 25 °C.

Step 5: 20 mL 1 M $NH_2OH \cdot HCl$ 1 25% (v/v) HOAc (acetic acid), heated with occasional stirring in a water bath; 4 h at 85 °C.

Step 6: The residue of Step 5 was dried at 30 uC, and 200 mg from it was weighed and digested the same as for total metal determination, using another portion to determine humidity in order to make the corresponding correction.

To prevent redistribution of the metals, nitrilotriacetic acid (NTA) at 200 mg L⁻¹ was added to the extracting solution before they had been in contact with soils or sewage sludge samples.²³ After each individual step, supernatants were obtained by centrifugation; then they were filtered and placed in polypropylene bottles previously decontaminated with acid.

RESULTS AND DISCUSSION

Quality control

Determination of trace elements in environmental samples requires quality control of the analysis. The analytical methodologies employed for the determination of Cr, Ni, Cu, Zn and Pb in soil by F-AAS were assessed by analyzing a certified reference material (Montana Soil, Nist 2710). The values determined were not significantly different from that certified ($p < 0.05$).

Sewage sludge characteristics

Table 1 gives the total metal content of the sludge sample under analysis and some other properties such as pH, and content of organic matter, N and P in order to characterize the sludge as a fertiliser. As can be seen, the sludge contains a high content of organic matter and nitrogen, with a neutral pH, and a high content of P. As expected, conductivity and CEC values were higher than those found in soils. As regards exchangeable metals, the highest concentration is for Ca. With respect to heavy metals, Zn has the highest concentration, followed by copper, chromium, nickel and lead (Table 1). However, with the exception of Ni, the total content of the elements under study was lower than the recommended limit values in sewage sludge as stated by Chilean regulations. (24). The low heavy metal concentration is clearly accounted for by the mainly household source of the wastewater treated at the urban plant.

Sludge sequential extraction

In this study, sequential extraction focused only on Cr, Cu, Ni, Pb and Zn, because total metal concentration was high enough to allow fractionation with no analytical difficulties. The metals in the sludge were differently distributed, although the residual form was predominant for all of them (step 6, Fig. 1), followed by step 4 for Cu, Cr, and Ni, step 5 for Pb, and steps 2 and 4 for Zn. Thus, of all the metals included in this study, it is estimated that zinc has the highest probability of mobility within the soil since it has the highest concentration and, moreover, about 23% of it is found in labile forms (steps 1 and 2), and about 50% in potentially labile forms (steps 3 to 5).

Metals contained in the sewage sludge added to soils may change their form but persistence in soils in extractable and plant-available form can remain for many years.(25) On the other hand, soils are particularly important for attenuation of heavy metals in the environment because they contain surface-active mineral and humic constituents involved in metal retention.(26).

Table 1 Some properties of sewage sludge and soils under study

	Sewage sludge	STG soil	MCH soil	CQE soil
Organic matter/g kg ⁻¹	440	39	42	27
pH (H ₂ O) 1 : 2.5	6.7	8.1	6.7	6.2
pH (KCl) 1:2.5	6.4	7.2	5.2	4.6
N/g kg ⁻¹	27	1.0	1.8	1.4
P/g kg ⁻¹	14	1.1	0.71	0.37
N available/mg kg ⁻¹	5440	10	7.0	7.0
P available/mg kg ⁻¹	370	3.8	7.3	18
C E/dS m ⁻¹	16	0.90	0.6	0.30
CEC/cmole kg ⁻¹	66	13	16	7.0
Ca/cmole kg ⁻¹	22	24	8.8	4.8
Mg/cmole kg ⁻¹	4.8	1.4	1.7	1.4
K/cmole kg ⁻¹	1.4	0.30	1.1	0.32
Na/cmole kg ⁻¹	2.0	0.38	0.10	0.06
	Total metal/mg kg⁻¹			
Cr	260	40	32	40
Ni	130	30	20	30
Cu	377	93	229	21
Zn	1214	158	105	72
Pb	67	33	30	21

Soil characteristics

Some properties of the soils are shown in Table 1. The three soils have a similar content of organic matter and different pH values. As expected in relation to the CEC, both the STG and MCH soils show similar values and the CQE soil has the lowest CEC value. On the other hand, the total heavy metal concentration in the STG, CQE and MCH soils, unamended or amended with 30 ton ha⁻¹ dry sludge, showed the same pattern (Fig. 2). For the STG soil, it was Zn > Cu > Cr > Pb > Ni; for CQE soil, it was Zn > Cr > Ni > Cu > Pb; and for MCH soil, it was Cu > Zn > Cr > Pb > Ni.

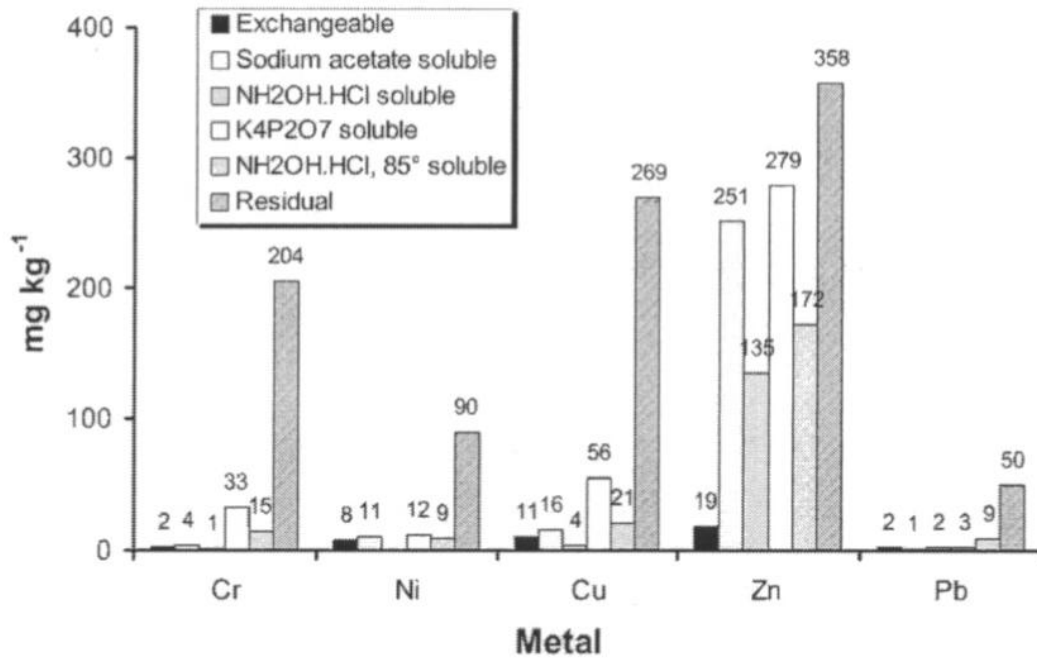


Fig. 1 Sequential extraction of the metals in sewage sludge (results expressed as mean, n = 3).

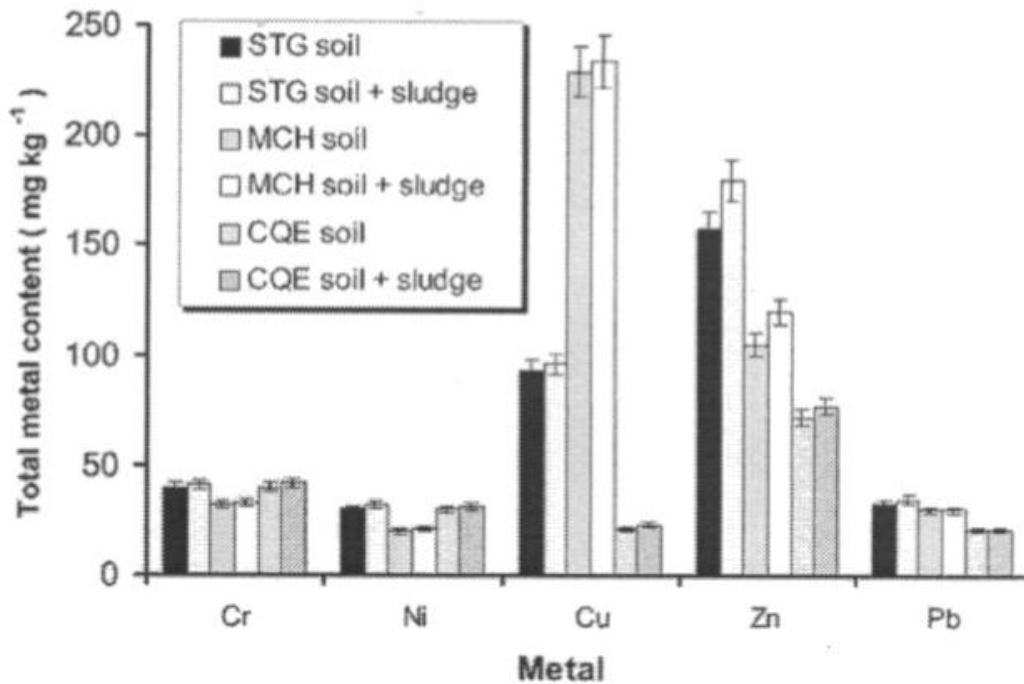


Fig. 2 Total heavy metal content in soil samples amended with sewage sludge (0 and 30 ton ha⁻¹) (results expressed as mean, n = 3).

Although application of sewage sludge to soils at 30 ton ha⁻¹ increased the concentration of all metals in this matrix, only the content of Zn in the STG and MCH soils was significantly increased (Fig. 2). Studies have demonstrated that repeated application of sludge as a crop fertiliser may bring about accumulation of trace elements in the soil to reach phytotoxic concentrations.(27,28). On the other hand, another study has reported the opposite.(18) According to the results obtained in our work, application of sewage sludge to agricultural soils included in the study would apparently constitute no hazard.

Assessment was done of the effect of organic matter content, pH and CEC of soils on the content of metals extracted in the exchangeable fraction from the amended soils. To this end, parameters were correlated with the content of metals extracted after amending and the incubation period, which was normalized to the content extracted before incubation and without sludge application. No significant correlations were determined for any metal or parameter considered in this study (data not shown). This result indicates that the amending process, rather than the characteristics of the soils included in the study, affected metal mobility in soils.

Effect of amending on metal fractionation in soils

In order to obtain detailed information about the effect of incubation time and sludge application rate on the mobility of trace metals from amended soils, a two-level factorial design was performed with time and sludge application rate as independent variables (0–45 days, and 0–30 ton ha⁻¹, respectively), and the content of metals extracted from different metal fractions (more labile, potentially labile and inert fractions) as a dependent variable. This design permits us to investigate the joint effects of both factors on the response variable (i.e. mean main effects and interactions). In this manner, a fitted screening linear regression model can be obtained.(29) Results are presented in Tables 2 to 6. As can be seen from the extraction before the amending process, the highest content of the elements under study was found in the residual fraction in all soils. Sludge application in almost all cases modified metal distribution in the first fractions in the soils. The changes observed vary and depend on the kind of soil and on the metal.

Chromium

Among the extraction reagents used, only the strong acids are capable of extracting chromium almost entirely from soils. This indicates that Cr is tightly bound in the matrix and would not be easily released under natural conditions. The step 5 Cr fraction follows the residual fraction in importance. Table 2 shows that the step 1 Cr fraction decreased as a result of sludge application to the STG soil, while no significant effect was observed in the other two soils. On the other hand, in the three soils, step 2 as well as the steps 3 and 4 fractions increased as a result of sludge application. Concerning time, this variable caused a decrease in Cr in most of the fractions in the STG soil, and an increase in the Cr labile fractions in the MCH and CQE soils. Upon assessing the final effect of the amending process, a significant increase in the more mobile forms of Cr was observed in the MCH and CQE soils, while the opposite was observed in the STG soil. On the other hand, a redistribution of chromium in the first four fractions in the three amended soils was observed.

Nickel

In the case of nickel (Table 3), the same as for chromium, the residual and the step 5 fractions were redominate. Time was a relevant factor in affecting the content of Ni in the various soil fractions. Thus, there was a significant increase in the exchangeable Ni form in the three soils. This, added to Ni enrichment by sludge incorporation, brought about a final net effect of significant increase in exchangeable Ni in the three soils. On the contrary, the various combined effects on the step 2 Ni fraction meant that no significant changes occurred in this fraction, or that it decreased in the MCH and CQE soils. Similar to chromium, a redistribution of nickel in the first four fractions was observed.

Copper

Considering copper fractionation, this metal is similarly distributed in both the STG and CQE soils, in the following order: step 6 w step 5 w step 2 w step 4 w step 1 w step 3. In the MCH soil, however, which also exhibits the highest total content of this element, the labile Cu forms (exchangeable and sodium acetate-soluble) become important, accounting for about 40% of the total extracted, which would indicate that Cu might be available to plants. Table 4 shows that sludge application increased almost all the Cu fractions in the CQE soil. On the contrary, Cu labile forms decreased in the other two soils. This may be related to the fact that the CQE soil has the lowest content of total Cu so that the addition is relevant, increasing the concentration of this element in most of the fractions, though not in the residual Cu fraction. Incubation time increased the labile Cu fractions in the STG and MCH soils,

whereas no significant effect was observed in the CQE soil. Concerning the interaction of both factors, this variable had almost no effect on any of the fractions in the soils under study. The final effect of incubation was a significant increase of Cu associated with most of the fractions in the MCH and CQE soils, while this effect was observed only in the potentially labile Cu forms in the STG soil. Moreover, copper was the only metal that was not redistributed in any amended soil.

Zinc

About 70% of zinc is found in the residual form, followed by the step 5 fraction in all of the soils. The other forms vary in importance according to the soil. Thus, in the STG soil, the sodium acetate-soluble fraction ranks third, while in the CQE soil this position belongs to the exchangeable fraction. Table 5 shows that sludge application increased the presence of Zn associated with the first 4 fractions in all of the soils, not affecting the less mobile fractions. This was to be expected in view of the high content of zinc in the sludge, especially of $K_2P_2O_7$ and sodium acetate-soluble fractions. The effect of time varies, while interaction of both factors significantly favored the exchangeable form of Zn, especially in the MCH and CQE soils. On the other hand, the exchangeable Zn fraction in the MCH soil was the only fraction increased by the three parameters under consideration. The “Extraction after amending process” column shows significant increase in most of the fractions in the three soils. It may also be observed that zinc distribution changed in the three amended soils, especially in the MCH soil where the exchangeable fraction increased and became third in importance. Moreover, as previously described, almost 25% of the Zn present in sludge is in labile forms and is likely to be mobilized in soils. On the other hand, an important effect of microbial activity on Zn release from sewage sludge may be also present. In fact, (Qureshi *et al.*30) have demonstrated substantial mobilization of Zn from sewage sludge when conditions for microbial activity are favored.

Similar results have been described by (Planquart *et al.*31) on the availability of trace metals from soil treated with sewage sludge compost. The authors reported that, among the metals under study, only the proportion of the most labile forms of Zn was increased by compost application. Moreover, the concentration of Zn in colza leaves was higher than that of Cu or Pb and it was governed by sludge loading rates. Another report has shown a change in chemical form so that Zn and Cu are more mobile and bioavailable when the soil is amended with sewage sludge.(32).

Table 2 Two level factorial design analyses for the effect of the amending process on the equential extraction of Cr in the STG, CQE and MCHsoils. Effect of incubation time, sludge application rate and their interaction on the Cr extracted from exchangeable (F1), sodium acetate-soluble (F2), soluble in moderately reducing conditions (F3), K4P2O7 soluble (F4), soluble in reducing conditions (F5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (F6) fractions of the three amended soils (n = 3)

Soil – fraction	Extraction before amending process/mg kg ⁻¹	Effect of amending process on the amount extracted of the element			Extraction after amending process/mg kg ⁻¹
		Time	Sludge	Interaction	
STG-F1	0.44	–	–	+	– (nd)
STG-F2	1.7	–	+	Ns	– (0.56)
STG-F3	0.25	–	+	–	– (0.12)
STG-F4	0.33	–	+	–	+ (0.87)
STG-F5	3.5	–	Ns	–	– (1.3)
STG-F6	32	+	Ns	Ns	+ (38)
MCH-F1	0.07	+	Ns	Ns	+ (0.22)
MCH-F2	0.15	+	+	Ns	+ (0.33)
MCH-F3	0.22	+	+	Ns	+ (0.45)
MCH-F4	0.059	Ns	+	Ns	+ (0.62)
MCH-F5	1.2	Ns	+	Ns	+ (1.5)
MCH-E6	28	Ns	Ns	Ns	Ns (28)
CQE-F1	0.07	+	Ns	–	+ (0.15)
CQE-F2	0.09	+	+	Ns	+ (0.42)
CQE-F3	0.064	+	+	–	+ (0.33)
CQE-F4	0.92	+	+	+	+ (1.80)
CQE-F5	1.8	Ns	Ns	Ns	Ns (2.0)
CQE-F6	39	–	+	Ns	– (37)

+: the parameter or amending process increased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). –: the parameter or amending process decreased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). Ns: the parameter or amending process have a non significant effect. nd: not detected.

Table 3 Two level factorial design analyses for the effect of the amending process on the sequential extraction of Ni in the STG, CQE and MCH soils. Effect of incubation time, sludge application rate and their interaction on the Ni extracted from exchangeable (F1), sodium acetate-soluble (F2), soluble in moderately reducing conditions (F3), K4P2O7 soluble (F4), soluble in reducing conditions (F5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (F6) fractions of the three amended soils (n = 3)

Soil - fraction	Extraction before amending process/mg kg ⁻¹	Effect of amending process on the amount extracted of the element			Extraction after amending process/mg kg ⁻¹
		Time	Sludge	Interaction	
STG-F1	0.22	+	Ns	+	+ (0.35)
STG-F2	1.9	Ns	Ns	Ns	Ns (1.9)
STG-F3	0.086	+	Ns	Ns	+ (1.4)
STG-F4	0.43	-	+	+	Ns (0.42)
STG-F5	5.4	-	Ns	Ns	- (3.8)
STG-F6	19	Ns	+	Ns	+ (24)
MCH-F1	0.41	+	+	Ns	+ (0.78)
MCH-F2	0.77	-	+	+	- (0.48)
MCH-F3	0.55	-	-	+	- (0.39)
MCH-F4	2.4	-	Ns	+	- (0.54)
MCH-F5	1.1	+	+	Ns	+ (2.5)
MCH-E6	26	-	+	Ns	- (19)
CQE-F1	0.71	+	+	Ns	+ (1.2)
CQE-F2	0.65	-	+	-	- (0.44)
CQE-F3	0.69	-	-	+	- (0.50)
CQE-F4	0.41	+	+	Ns	+ (0.82)
CQE-F5	1.7	+	Ns	Ns	+ (2.4)
CQE-F6	22	-	Ns	+	- (18)

+: the parameter or amending process increased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). -: the parameter or amending process decreased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). Ns: the parameter or amending process have a non significant effect.

Table 4 Two level factorial design analyses for the effect of the amending process on the sequential extraction of Cu in the STG, CQE and MCH soils. Effect of incubation time, sludge application rate and their interaction on the Cu extracted from exchangeable (F1), sodium acetate-soluble (F2), soluble in moderately reducing conditions (F3), K4P2O7 soluble (F4), soluble in reducing conditions (F5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (F6) fractions of the three amended soils (n= 3)

Soil - fraction	Extraction before amending process/mg kg ⁻¹	Effect of amending process on the amount extracted of the element			Extraction after amending process/mg kg ⁻¹
		Time	Sludge	Interaction	
STG-F1	2.5	+	-	Ns	Ns (2.7)
STG-F2	15	+	-	Ns	Ns (15)
STG-F3	1.9	+	+	Ns	+ (2.5)
STG-F4	6.0	Ns	+	Ns	+ (6.9)
STG-F5	24	-	Ns	Ns	- (21)
STG-F6	39	Ns	+	-	Ns (39)
MCH-F1	49	+	-	Ns	+ (52)
MCH-F2	28	+	Ns	Ns	+ (32)
MCH-F3	5.4	Ns	+	Ns	+ (5.9)
MCH-F4	22	+	+	Ns	+ (25)
MCH-F5	39	+	Ns	Ns	+ (46)
MCH-E6	62	-	Ns	Ns	- (56)
CQE-F1	1.4	Ns	+	Ns	+ (2.1)
CQE-F2	2.0	Ns	+	Ns	+ (2.6)
CQE-F3	0.36	+	+	Ns	+ (0.74)
CQE-F4	2.9	-	+	Ns	+ (3.3)
CQE-F5	2.9	Ns	+	Ns	+ (4.1)
CQE-F6	12	-	-	+	- (11)

+: the parameter or amending process increased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). -: the parameter or amending process decreased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). Ns : the parameter or amending process have a non significant effect.

Table 5 Two level factorial designs analyses for the effect of the amending process on the sequential extraction of Zn in the STG, CQE and MCH soils. Effect of incubation time, sludge application rate and their interaction on the Zn extracted from exchangeable (F1), sodium acetate-soluble (F2), soluble in moderately reducing conditions (F3), K4P2O7 soluble (F4), soluble in reducing conditions (F5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (F6) fractions of the three amended soils (n =3)

Soil - fraction	Extraction before amending process/mg kg ⁻¹	Effect of amending process on the amount extracted of the element			Extraction after amending process/mg kg ⁻¹
		Time	Sludge	Interaction	
STG-F1	2.0	-	+	Ns	+ (4.6)
STG-F2	5.5	+	+	+	+ (16)
STG-F3	1.7	+	+	-	+ (3.2)
STG-F4	3.2	Ns	+	Ns	+ (4.5)
STG-F5	32	+	Ns	Ns	+ (36)
STG-F6	102	-	Ns	Ns	- (85)
MCH-F1	1.4	+	+	+	+ (9.4)
MCH-F2	1.3	-	+	-	+ (3.6)
MCH-F3	0.93	-	+	Ns	Ns (0.87)
MCH-F4	1.4	+	+	+	+ (2.2)
MCH-F5	18	+	Ns	Ns	+ (23)
MCH-E6	79	-	Ns	Ns	- (73)
CQE-F1	5.1	+	+	+	+ (12)
CQE-F2	0.74	Ns	+	-	+ (3.3)
CQE-F3	0.77	-	+	+	+ (1.0)
CQE-F4	1.5	-	+	+	+ (2.4)
CQE-F5	11	+	Ns	Ns	+ (13)
CQE-F6	53	+	-	Ns	Ns (54)

+ : the parameter or amending process increased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). - : the parameter or amending process decreased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). Ns: the parameter or amending process have a non significant effect.

Lead

Lead is one of the least concentrated elements both in the soils and in sludge and, the same as the other metals, it is predominantly found in the residual and step 5 fractions, the labile Pb forms being the least predominant. As seen in Table 6, Pb forms in the soils were the least affected due to the presence of sludge since, as the table shows, exchangeable Pb increased only in the STG soil. Incubation time was particularly important in the CQE soil, affecting all the Pb fractions. As for Cu, interaction was not a relevant factor concerning its effect on Pb fractions in the soils. In the extraction after the amending process, it should be pointed that in two of the three soils (CQE and MCH) the procedure caused a significant decrease in exchangeable Pb, a fact that was not observed for the other metals. It is possible that organic compounds or Fe oxides present in the sludge may be partially responsible for this reduction. Recent studies have indicated that application of high-Fe biosolids can reduce the availability of soil Pb.³³ As for the other elements, lead was redistributed in the first two or four fractions of the three amended soils. Fig. 3 shows different fitted models describing the relationship

between the exchangeable form of the metals under study from the STG sludgeamended soil, incubation time, and sludge application rate. It should be pointed out that, for the same soil and fraction, behavior depends on the metal in consideration, which is also valid for the other soils in this study.

Table 6 Two level factorial design analyses for the effect of the amending process on the sequential extraction of Pb in the STG, CQE and MCH soils. Effect of incubation time, sludge application rate and their interaction on the Pb extracted from exchangeable (F1), sodium acetate-soluble (F2), soluble in moderately reducing conditions (F3), K4P2O7 soluble (F4), soluble in reducing conditions (F5) and soluble in strong acid oxidizing conditions (F6) fractions of the three amended soils (n = 3)

Soil – fraction	Extraction before amending process/mg kg ⁻¹	Effect of amending process on the amount extracted of the element			Extraction after amending process/mg kg ⁻¹
		Time	Sludge	Interaction	
STG-F1	0.16	+	+	–	+ (0.97)
STG-F2	1.7	+	Ns	Ns	+ (2.2)
STG-F3	2.5	–	Ns	Ns	– (1.8)
STG-F4	2.1	Ns	Ns	Ns	Ns (2.2)
STG-F5	16	–	Ns	Ns	– (12)
STG-F6	16	+	Ns	Ns	+ (22)
MCH-F1	1.1	–	Ns	Ns	– (0.81)
MCH-F2	1.0	–	+	Ns	+ (1.3)
MCH-F3	1.2	Ns	Ns	Ns	Ns (1.3)
MCH-F4	1.5	Ns	–	+	+ (1.8)
MCH-F5	10	+	Ns	Ns	+ (13)
MCH-E6	22	–	+	Ns	– (20)
CQE-F1	0.78	–	Ns	–	– (0.27)
CQE-F2	0.46	+	Ns	Ns	+ (1.1)
CQE-F3	0.30	+	Ns	–	+ (0.62)
CQE-F4	0.82	–	+	+	+ (1.3)
CQE-F5	3.1	+	Ns	Ns	+ (4.9)
CQE-F6	14	–	Ns	Ns	– (12)

+ : the parameter or amending process increased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). – : the parameter or amending process decreased significantly the amount extracted ($p < 0.05$). Ns: the parameter or amending process have a non significant effect.

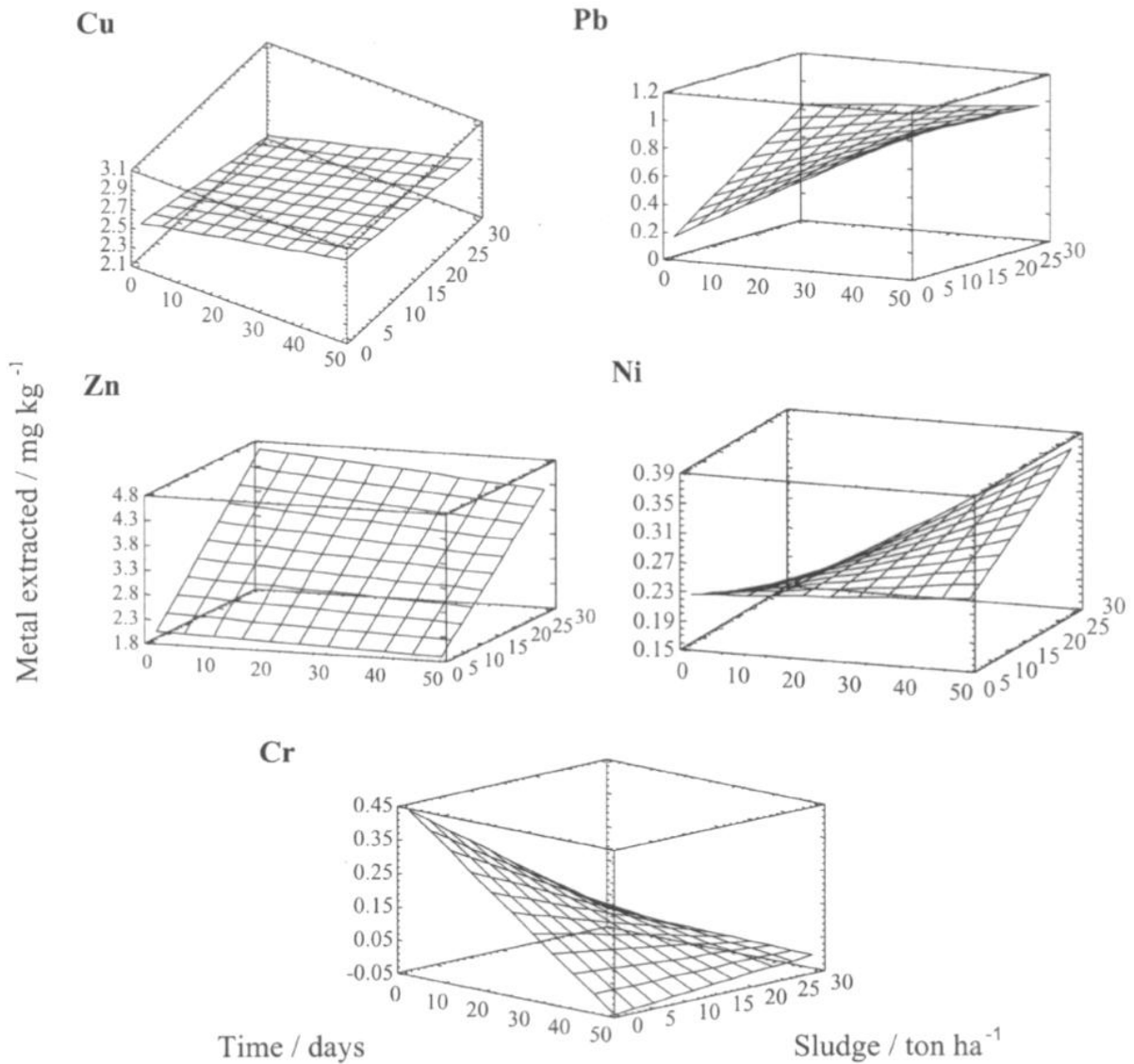


Fig. 3 Fitted models showing the relationship between the metal extracted in the first fraction from the STG amended soil, incubation time and sewage sludge application rate.

Conclusions

The results of this study indicate that sewage sludge addition led to an increase in the concentrations of almost all the metals under study, but this was significant only for Zn, which had the highest concentration in the sewage sludge applied. Except for copper, sewage sludge application modified metal distribution in the first two or four fractions in the three amended soils.

Observed changes varied depending on the soil and metal type.

The sequential extraction technique used in this study revealed that all the metals were mostly found in inert chemical form.

The variables sludge and incubation time affected each metal and soil type differently. An increase in the labile metal forms was observed in most cases. Both variables and their interactions caused a positive final effect on almost all forms of Zn.

The use of a two level factorial design as a statistical tool to assess the effect of sewage sludge application on the mobility and distribution of heavy metals in agricultural soils was satisfactorily applied.

References

1. L.M. Shuman, S. Dudka and K. Das, *Water Air Soil Pollut.*, 2001, 128, 1.
2. L. M. Dudley, B. L. Mc. Neal and J. E. Baham, *J. Environ. Qual.*, 1986, 15, 188.
3. C. D. Tsadilas, T. Matsi, N. Barbayiannis and D. Dimoyiannis, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1995, 26, 2603.
4. R. Krebs, S. K. Gupta, G. Furrer and R. Schulin, *J. Environ. Qual.*, 1998, 27, 18.
5. P. Giusquiami, G. Gigliotti and D. Businelli, *J. Environ. Qual.*, 1992, 2, 330.
6. H. A. Elliot and G. A. Shields, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1988, 19, 1907.
7. J. T. Sims and J. S. Kline, *J. Environ. Qual.*, 1991, 20, 387.
8. L. Q. Ma and G. Rao, *J. Environ. Qual.*, 1997, 26, 259.
9. W. E. Emmerick, L. J. Lund, A. L. Page and A. C. Chang, *J. Environ. Qual.*, 1982, 11, 178.
10. C. Keller and J. C. Vedy, *J. Environ. Qual.*, 1994, 23, 987.
11. P. E. Wang, Q. Z. Li and L. M. Shuman, *J. Environ. Qual.*, 1997, 26, 795.
12. S. Xiao-Quan and C. Bin, *Anal. Chem.*, 1993, 65, 802.
13. C. Kheboian and C. F. Bauer, *Anal. Chem.*, 1987, 59, 1417.
14. L. Ramos, L. M. Hernández and M. J. González, *J. Environ. Qual.*, 1994, 23, 50.
15. A. B. Ribeiro and J. Mexia, *J. Hazard. Mater.*, 1997, 56, 257.
16. G. Sposito, L. J. Lund and A. C. Chang, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1982, 46, 260.
17. A. C. Chang, J. Warneke and A. L. Lund, *J. Environ. Qual.*, 1984, 13, 87.
18. J. W. Gaskin, R. B. Brobst, W. P. Miller and W. Tollner, *J. Environ. Qual.*, 2003, 32, 46.
19. E. O. Mc Lean, Soil pH and Requirement, in *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 2nd edn., ed. A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney, American Society of Agronomy, Madison, WI, 1982, *Agron.* 9, pp. 194–224.

20. D. V. Nelson and L. E. Sommers, Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter, in *Methods of Soil Analysis, Part 2*. 2nd edn., ed. A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney, American Society of Agronomy, Madison, WI, 1982, Agron. 9, pp. 539–579.
21. A. Sadzawka, *Métodos de Análisis de suelos*, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie La Platina Nu16, Santiago, Chile, 1990, pp. 43–48.
22. J. L. Howard and J. Shu, *Environ. Pollut.*, 1996, 91, 89.
23. M. Raksasataya, A. G. Sommers Langdon and N. D. Kim, *Anal. Chim. Acta*, 1997, 347, 313.
24. Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), in *Anteproyecto de reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas*, Título III, “De la aplicación benéfica de los lodos al suelo”, 2001.
25. M. L. Berrow and J. C. Burridge, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 1990, 39, 173.
26. R. Zufiaurre, A. Olivar, P. Chamorro, C. Nerin and A. Callizo, *Analyst*, 1998, 123, 255.
27. M. B. McBride, *J. Environ. Qual.*, 1995, 26, 5.
28. J. P. Schmidt, *J. Environ. Qual.*, 1997, 26, 4.
29. R. H. Myers and D. C. Montgomery, *Response Surface Methodology, Process and Product Optimization Using Designed Experiments*, John Wiley and Sons, New York, 1995, pp. 16–132.
30. S. Qureshi, B. K. Richrads, A. G. Hay, C. C. Tsai, M. B. McBride, P. Baveye and T. S. Steenhuis, *Environ. Sci. Technol.*, 2003, 37, 3361.
31. P. Planquart, G. Bonin, A. Prone and C. Massiani, *Sci. Total Environ.*, 1999, 241, 161.
32. M. O. Mbila, M. L. Thompson and J. S. C. Mbagwu, *J. Environ. Qual.*, 2001, 30, 1667.
33. S. Brown, R. L. Chaney, J. G. Hallfrisch and Qi Xue, *J. Environ. Qual.*, 2003, 32, 100.

CAPITULO XX

BIOENERGY PRODUCTION (CH₄, H₂, E⁻) USING ORGANIC RESIDUES

**GB Smith¹, N. Khandan², Z. Samani², S. Deng³, M. Macias-Corral²,
V. Gadhamshetty², D. Johnson¹, M. Myint², A. Fierro-Lopez¹ and C. Arrigo¹.**

New Mexico State University. gsmith@nmsu.edu

¹Department of Biology,

²Department of Civil Engineering, and ³Department of Chemical Engineering.

INTRODUCTION

This paper summarizes research done at New Mexico State University involving the biological conversion of bovine manure to the energy sources methane, hydrogen and electricity. The three processes are primarily an anaerobic digestion in which polymers such as cellulose are microbiologically converted to sugars, acids and then energy products. All three bioenergy production process share the first step of hydrolysis when polymeric organic substrates such as manure are utilized. Hydrolysis is the liquefaction of complex organic compounds to simpler forms by hydrolytic bacteria; principal end products include soluble sugars, amino acids, peptides, long-chain fatty acids. Two of the processes (methane and hydrogen production) also share the same second step, that is, fermentation.

The bioreactor conditions and design can be manipulated to promote the desired product of methane, or hydrogen or electricity. If the pH is maintained above pH 6, then methane production can be promoted (Funk et al. 2005), whereas if the pH drops below 6, hydrogen production can be stimulated, particularly if the inoculum has been heat-treated to select for hydrogen-producing spore-

forming bacteria (Prabha et al. 2004). Lastly, electricity can be produced from organic wastes if microbes are allowed to grow on an anode electrode with electrons being transported to an electron acceptor (typically oxygen) at the cathode (Liu and Logan, 2004).

Methane Production

Anaerobic digestion of animal and human manure to produce methane is a traditional system used to generate energy over the past two-hundred years, especially in India and China. Approximately 5 million household anaerobic digesters are in use in China for the production of methane from agricultural by-products, human wastes, animal manures, and food residuals for domestic use (EPA, 2006).

Methane production from complex organic wastes such as manure occurs in three stages: 1. hydrolysis, 2. fermentation (acetogenesis), and 3. methanogenesis (Zinder et al., 1984). Acetogenesis is the metabolism of the products of hydrolysis by fermentative and acetogenic bacteria; principal end products include short-chain volatile organic acids (propionic, butyric, acetic and formic acids), CO₂, and H₂. The rate at which each stage occurs, as well as the type and concentration of byproducts formed, relies on the composition of feedstock (mainly limited by the slow or null degradation of insoluble biopolymers), operational conditions (primarily pH and temperature) in the digester, and bacterial populations. Vasiliev et al. (1993) reported that the limiting reactions of AD degradation are the conversion of propionate to acetate and the further conversion of acetate to methane. Buffière and collaborators (1995) concluded that mass transfer limitations affect mainly the hydrolysis reaction. The last and identifying step of methanogenesis is the conversion of acetic acid (by *Methanosarcina* or *Methanosaeta* species) or H₂ and CO₂ (by *Methanococcus* for example) to CH₄ (McMahon et al. 2001).

Hydrogen Production

Hydrogen has been identified as a renewable, energy-efficient, and pollution-free energy carrier that has the potential to replace the nonrenewable fossil fuels of today. Currently, hydrogen is produced by chemical, thermal, and electrical processes, which are not sustainable nor cost-effective (Benemann, 1996). Recent studies have demonstrated that biological means of producing hydrogen (we have coined the new term biohydrogenesis™), could be a more sustainable, cheaper and environmentally-friendly approach (Kaptan and Kargi, 2006). Similar to methanogenesis, hydrogen production involves 1. hydrolysis of polymers, and 2. fermentation. When biohydrogenesis is the desired reaction, the effort

is to stimulate the fermentative production of hydrogen instead of acids. The dark-fermentation process, in particular, has good potential for cost-effective biohydrogen production in that, it can stabilize organic wastes and at the same time produce hydrogen at a reasonable rate and yield. For example, 4 moles of hydrogen can be generated from 1 mole of glucose according to the reaction:



In practice, however, other end products such as butyric acid, propionic acid and other volatile fatty acids are produced, reducing the net yield of hydrogen. The types of microorganisms involved in the fermentative production of hydrogen are typically spore-forming bacteria such as *Clostridium* (Prabha et al. 2004). Though not discussed in this paper, the process of photofermentation utilizes light energy to anaerobically produce hydrogen gas (Benemann, 1996).

Bioelectricity Production.

The energy content of organic solid wastes can be more efficiently converted *directly* to electricity in microbial fuel cells in which microbial reactions convert chemical energy in the substrate into electrical energy. Microbial fuel cells consist primarily of two compartments- an anodic compartment in which the microorganisms grow and donate electrons to the anode, and a cathodic compartment, separated by a proton exchange membrane. The substrate (glucose for e.g.) is oxidized in the anodic compartment under anaerobic conditions, where the microbial reaction liberates 24 electrons and 24 protons per mole of glucose according to the equation:



The protons liberated in the anodic compartment flow through the proton exchange membrane into the cathodic compartment while the electrons flow through the external circuit and to the cathode. The cathodic compartment is maintained under aerobic conditions, where oxygen is reduced to water according to: $24H^+ + 24e^- + 6O_2 \rightarrow 12H_2O$.

This article reviews recent work done at New Mexico State University on the area of bioenergy production from agricultural wastes. Three projects are reviewed in which three different microbial fuels are produced: 1. methane, 2. hydrogen and 3. electricity.

METHODS

Large-Scale 2-Phase Methane Production System.

Cotton gin waste (CGW) was obtained from the Southwestern Cotton Ginning Research Laboratory at Mesilla Park, NM. Manure was collected fresh from the solids–separator at a local dairy in Mesquite, NM. The solid phase was filled with a mixture of 618 kg (1,360 lb) of wet screened dairy manure and 521 kg (1,146 lb) of CGW. The total solids (TS) content of manure and CGW were 19% and 98%, respectively. The volatile solids (VS) fraction of the TS was 82% for manure and 87% for CGW. The manure and CGW were placed in the solid phase (Figure 1) in alternating layers of approximately 140 kg on wet basis. The initial volume occupied by the combined wastes was approximately 5.2 m³ (185 ft³). This experiment was conducted during the fall and winter of 2002 (9/05/2002 to 1/26/2003, 141 days).

The top of the solid phase reactor was sealed using a 40–mil (1 mm) polyethylene liner to provide an oxygen–free environment. Water equivalent to about 15% of the total volume of solid waste was added to the reactor through the sprinkler system. The leachate was recirculated through the solid phase every six hours. The recirculation cycle was set considering the time the leachate needed to pass through the solid waste bed (at least three hours). The pH was constantly monitored to evaluate the feasibility of leachate transfer to the methane reactors.

Small-scale Hydrogen-Production System.

Compost collected from a nearby composting facility was heat-shocked by drying 1–cm thick samples at 104°C in an aluminum pan for 2 hrs. Sample was then cooled to room temperature and, sieved using a #30 mesh (600 µm). Thirty-five grams of this dried sample was added to 2 L of deionized water containing sucrose concentration of 10 g/L COD. While this solution was being continuously stirred, 175 mL of the media was transferred to the test reactors (250 mL capacity bottles; Wheaton Scientific). The reactors were then capped with red butyl rubber septa and crimp sealed with aluminum crimp rings. Volume of head space in the reactors was 75 mL. All reactors were continuously shaken at 160 rpm at the test temperatures (37°C and 22°C). No mineral or vitamin supplements were added. Initial pH of the media solution was 8.5 without any adjustments. Nothing was done to strip initial oxygen levels in the reactors. In addition to the test reactors, control reactors were also set up to evaluate the suitability of compost as an inoculum source. See Figure 2C below for a photo of biohydrogen system.

Small-scale Bioelectricity System

Currently we are using a Nafion membrane from the E-Tek Company (Somerset, NJ) in which both the cathode and anode is coated with 20% platinum. We have attached 22 gauge copper wire to both the anode and cathode sides of the membrane, and feed the wires out of the bioreactor (shown in Figure 2 B below) and attach them to a volt and amp meter to measure voltage and current. The Nafion membrane is very expensive (ca. \$350 USD per 11 cm² membrane) and so much of our efforts in this project will be to manufacture a cheaper membrane electrode.

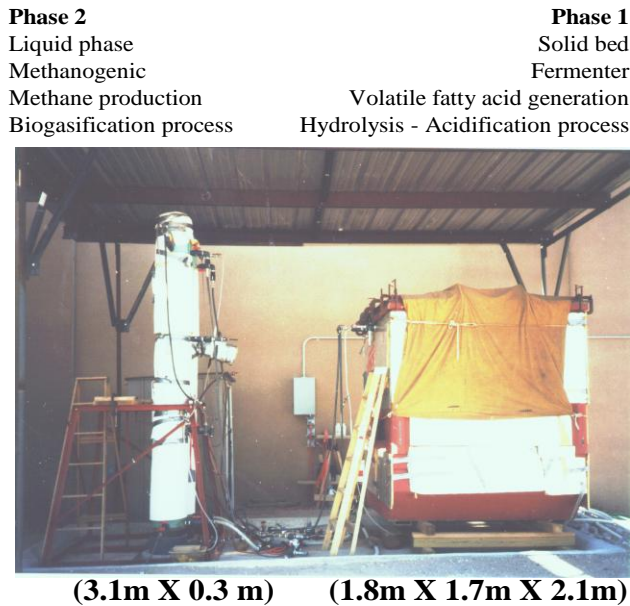
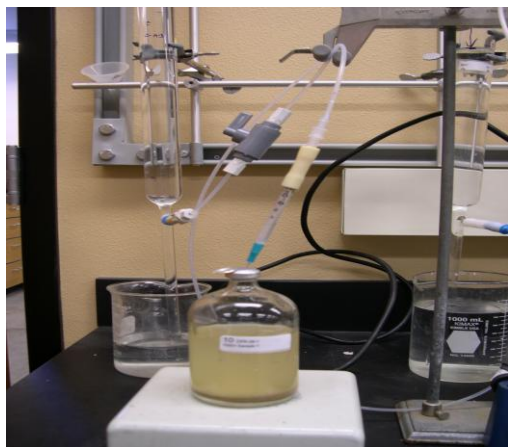


Figure 1. Large-scale Methane Production System. The solid wastes are loaded into the Phase I reactor (on right), and by hydrolysis and fermentation, acids are pumped to phase 2 (columns on left) where they are converted to methane.

A. Biohydrogen System



B. Bioelectricity System



Figure 2. Small-scale systems to A) generate H₂ gas from 250 mL serum bottle and B) generate electricity from 1 kg of manure solids. To measure the volume of gas produced in A), the bottle is hooked to a water displacement column, and to measure electricity production in B), the black anode electrode facing the manure and the red cathode electrode facing the air are connected to a voltmeter.

RESULTS AND DISCUSSION

Apparatus

The scale of the apparatus used is an indication of how long the projects have been operational, so that the fifteen-year-old methane production project accommodates approximately 1.5 metric tons of solid waste (Figure 1), while the more recently initiated biohydrogen and bioelectricity projects accommodate between 0.2 kg and 1 kg of waste (Figure 2 A and B).

1. Methane Production

In theory, a 2-phase methane production system is designed to stimulate hydrolysis and fermentation in the first phase which produces the volatile fatty acids to serve as substrate for methanogenesis in the second phase. We have successfully used this 2-phase system to produce high concentrations (70 – 90% vol:vol) of methane, using multiple sources of organic wastes as substrates for methane

production: grass (Yu et al. 2002), municipal solid waste (Santana, NMSU PhD dissertation, 2004), and mixtures of dairy manure and cotton gin waste (Funk et al. 2005).

The current work presented here is based on Maritza Macias-Corral dissertation work (Macias-Corral, NMSU PhD Dissertation, 2007), some of which has been published previously (Funk et al. 2005; Macias-Corral et al. 2005). Since volatile fatty acids such as acetic acid are an important substrate for methane production, Macias-Corral measured the concentrations of volatile fatty acids that were produced in the first and second phases when a mixture of cotton gin waste and dairy manure solids were digested together (Table 1.1). The hydrolysis and fermentation steps were rapid, with the highest concentrations of acids being produced after only 4 days of digestion. Fermentative acid production continued steadily through day 33, after which concentrations decreased. The pH of the solid phase ranged from pH 5.8 – 6.4 through day 10, after which it was maintained at an average of pH 7.0.

Table 1.1. Volatile fatty acid in the solid phase I, and in phase II of the large-scale methane production system during the co-digestion of cotton gin waste and dairy manure.

Date	Day	Stage I	Stage II
Volatile Fatty Acids (mg/L)			
6-Sep	1	6120	621
7-Sep	2	12721	7714
10-Sep	4	13464	8306
13-Sep	6	13090	7577
17-Sep	10	10525	7586
24-Sep	17	8606	3480
1-Oct	24	6189	1474
10-Oct	33	4389	129
18-Oct	41	669	103
25-Oct	48	495	0
5-Nov	59	197	0
11-Jan	126	86	0

* Volatile fatty acid production is shown from only 1 of 2 columns that were part of the 2nd stage (the 2nd column produced similar levels of gas as the first, and so the total acid production from stage 2 is approximately twice that shown in the table).

As would be expected, gas production lagged behind acid production (Table 1.2). Gas production in the reactor's second stage peaked at 822 L/day on day 24; please note that this gas production was totaled from both the methane-producing columns which represent the total production of Stage II. In contrast, gas production in Stage I initially was less than Stage II, but by day 24 had reached 2346 L/day, almost 3 times higher production than Stage II. However, the concentration of methane in Stage I was lower than in Stage II (Stage I methane levels ranged from 39% at day 12 and peaked at 74% on day 48, whereas Stage II methane levels ranged from 77% on day 1 to 85% on day 27). Considering both the final volumes of biogas produced (62.7 m³ for Stage I and 21.7 m³ for both columns of Stage II) and the average methane concentrations (61% for Stage I and 79% for Stage II), Stage I produced more total methane (38.2 m³) than Stage II (17.1 m³). The observation that significant amounts of methane can be produced by the first stage of the 2-stage methane production system has been documented before (Santana, NMSU PhD Dissertation, 2004, and Funk et al. 2005). Work is currently underway towards simplifying the system towards a single-phase reactor.

Table 1.2. Rate of gas production in the solid phase I, and in phase II of the large-scale methane production system during the co-digestion of cotton gin waste and dairy manure.

Date	Day	Stage I	Stage II*
Gas Production Rates (L/day)			
6-Sep	1	0	66
7-Sep	2	0	251
10-Sep	4	0	181
13-Sep	6	0	184
17-Sep	10	23	192
24-Sep	17	2705	320
1-Oct	24	2346	373
10-Oct	33	1517	237
18-Oct	41	1106	46
25-Oct	48	617	0
5-Nov	59	193	0
11-Jan	126	34	0

* Gas production is shown from only 1 of 2 columns that were part of the 2'nd stage (the 2'nd column produced similar levels of gas as the first, and so the total gas production from stage 2 is approximately twice that shown in the table).

Using the same 2-stage methane production reactor (Figure 1.1), manure was loaded into the reactor and pH, volatile fatty acids and gas production was monitored to compare a single-waste (manure only) system to a dual-waste (manure and cotton gin waste) system. Consistent with previous results, when manure is mixed with cotton gin waste, higher volume and weight reduction of the waste is accomplished, and more methane is produced (Table 1.3). Additionally, we have shown that the presence of cotton gin waste stimulates a more rapid rate of fecal coliform elimination. When *E. coli* O157 was spiked into manure only, vs. manure plus cotton gin waste, the O157 strain was no longer detectable by culture based methods and polymerase chain reaction (PCR) after 12 days incubation in the presence of cotton gin waste, whereas it was still PCR-detectable after 22 days in the presence of manure alone (Riorden et al. 2007, submitted for publication).

Table 1.3 Comparison between methane production systems from manure only vs. manure in combination with cotton gin waste (CGW).

Co-digestion of :	Manure and CGW	Manure Only
Dry weight before digestion (kg)	632	135
Bulk density (kg/m ³)	121	96
Dry weight after digestion (kg)	304	76
Weight reduction (%)	48	43
Volume before digestion (m ³)	5.2	1.4
Volume after digestion (m ³)	2.2	0.9
Volume reduction (%)	58	36
Methane production (m ³ /ton)	87	72

2. Hydrogen Production

A domestic compost was heat-shocked at 104°C and used as an inoculum to test if an easily degradable carbon source (sucrose) could be converted to hydrogen gas by the heat-resistant spore-formers in the compost. In control experiments in the absence of compost inoculum, no hydrogen production was observed (data not shown). However, when the compost was used as an inoculum, significant production of hydrogen was observed (Figure 2.1 A and B). The compost was incubated at two different temperatures, the pattern of hydrogen production was affected in terms of the lag time before production started, and the total amount of hydrogen produced. For example, at 22°C, hydrogen production lagged behind production at 37°C, yet continual hydrogen production yielded more hydrogen produced at 22°C compared to 37°C (Figure 2.1 and Table 2.1). Additionally, much more sucrose was consumed at 22°C (98%) compared to 37°C (45%), and more hydrogen was produced per mole of sucrose at 22°C (3.59 moles H₂ produced / mole of sucrose consumed) than at 37°C (1.31 mole H₂/ mole sucrose) (Table 2.1).

The production of acidity also affected hydrogen production. As expected, the pH decreased due to acid production during the anaerobic fermentation, the extent of acidity production differed at the two temperatures. For example, at 37°C the pH dropped below 4.0 in less than 100 hours, but at 22°C, the pH never dropped below 4.4 (figure 2.1 A and B). There may be an important correlation between pH and hydrogen production: at 37°C, hydrogen production stopped within 100 hours due to pH dropping below a critical threshold (ca. pH 4), whereas hydrogen production continued at 22°C because the pH remained above the threshold for the duration of the experiment.

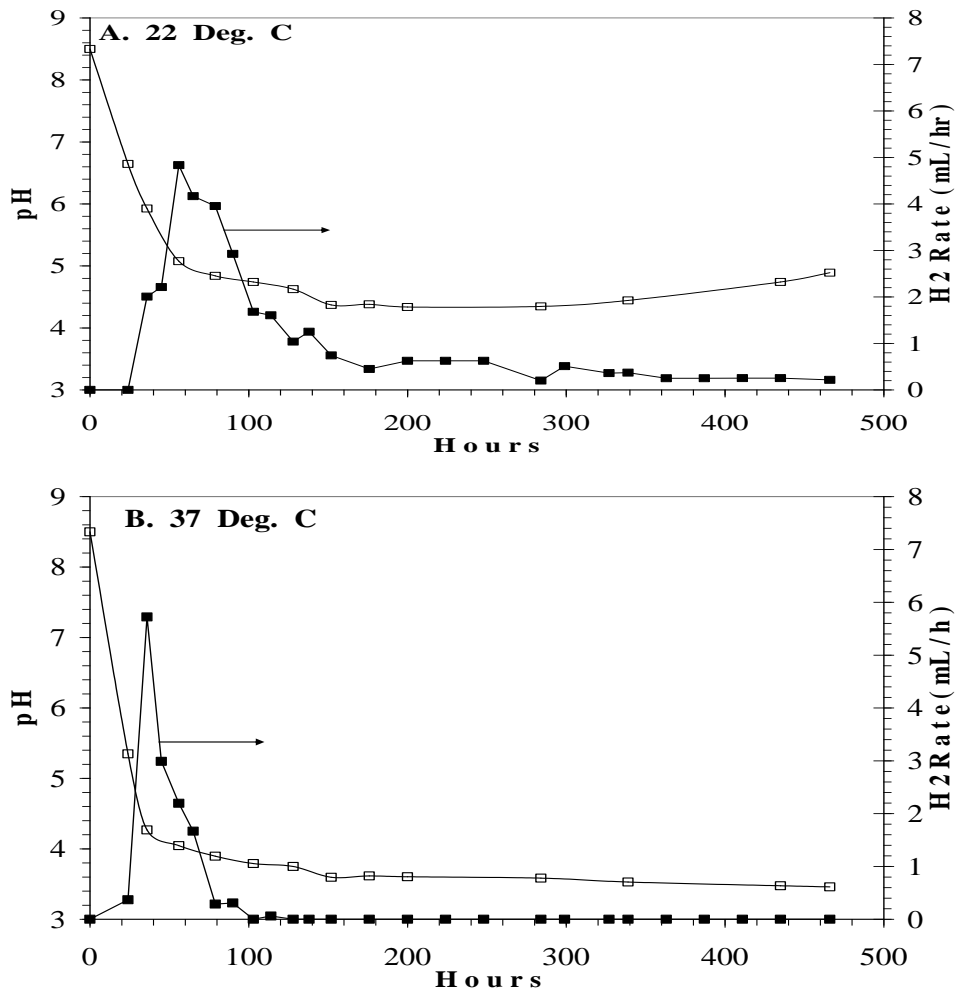


Figure 2.1. Hydrogen production rate and pH change during incubation of a domestic compost in the presence of 10 g/L sucrose incubated at 22°C (A) or 37°C (B).

Table 2.1 Summary of data obtained using compost as inoculum and sucrose as energy source for the production of hydrogen.

	22°C	37°C
Lag phase	~36 hrs	~18 hrs
Duration of gas production	466 hrs	90 hrs
Total biogas generated	793 mL	278 mL
Max. biogas generation rate	8 mL/hr	9 mL/hr
Max. hydrogen content of biogas	61%	66%
Total hydrogen generated	415 mL	152 mL
Range of hydrogen content of biogas	44 - 61%	43 - 66%
pH at end of gas production period	4.6	3.9
Sucrose consumption	98%	45%
Sucrose-to-hydrogen conversion	45%	16%
Moles Hydrogen/mole sucrose fed	3.59	1.31

3. Bioelectricity Production

Preliminary experiments in which solid phase manure (ca. 15% moisture content) is incubated anaerobically indicate that voltage is produced in the range of 200 – 600 mV (Figure 3.1). Work is currently on-going to verify and expand these results. Efforts are aimed at increasing the efficiency of the process, as well as to explore new membrane materials to decrease the cost.

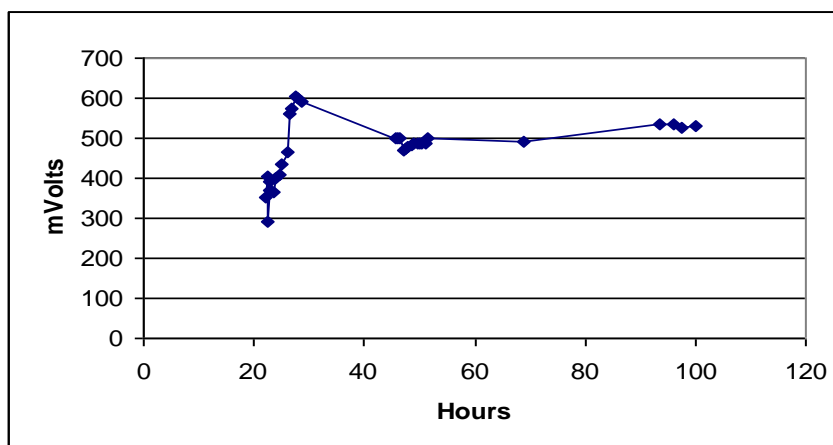


Figure 3.1. Production of voltage from dairy manure (rinsed from milking parlor) during anaerobic incubation using the apparatus shown in Figure 2B. [Note: results are preliminary and should not be taken as the final results.]

CONCLUSIONS

1. Methane production systems represent a mature technology ready to be scaled up into economically productive systems. One-stage systems may be optimized to ferment and produce acids in a single step.
2. Hydrogen production is currently being optimized using simple carbon sources such as sucrose, and work is currently being expanded to utilizing more complex, cellulose-based substrates.
3. Consistent with reports in the literature, electricity production from wastes is possible. Current efforts are aimed at increasing efficiency and minimizing costs.

REFERENCES

- Benemann, J. 1996. Hydrogen biotechnology: Progress and prospects. *Nature Biotechnol.* 14: 1101-1103.
- Buffière, P., Steyer, J.P., Fonade, C., & Moletta, R. 1995. Comprehensive modeling of methanogenic biofilms in fluidized bed systems: mass transfer limitations and multisubstrate aspects. *Biotechnol. Bioengineer.*, 48, 725-736.
- EPA, 2006. The AgSTAR Program United States EPA. <http://www.epa.gov/agstar/resources/biocycle2.html>
- Funk, P.A., C. B. Armijo, A. T. Hanson, Z. A. Samani, M. A. Macias-Corral, G. B. Smith, J. T. Riordan. 2005. Converting Gin and Dairy Wastes to Methane. *Trans. Amer. Soc. Ag. Engineer.* 48:1197-1201.
- Kapdan, I. K.; Kargi, F. Bio-hydrogen production from waste materials. 2006. *Enzyme. Microb. Technol.* 38: 569-582.
- Liu, H. and B. E. Logan. 2004. Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Environ. Sci. Technol.* 38:4040-4046.
- Macias-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Funk, P., DelaVega, R. 2005. Producing energy and soil amendment from dairy manure and cotton gin waste. *Transactions of the ASAE*, 48(4):1521-1526.
- McMahon, K.D., Stroot, P.G., Mackie, R.I., & Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions II: microbial population dynamics. *Water Research*, 35(7), 1817-1827.
- Prabha, I., M.A. Bruns, H. Zhang, S.V. Ginkel and B.E. Logan. 2004. H₂-producing bacterial communities from a heat-treated soil inoculum. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 66:166-173.
- Van Ginkel, S., S.E. Oh and B.E. Logan. Biohydrogen gas production from food processing and domestic wastewaters. *Internat. J. of Hydrogen Energy*.30:1535-1542.
- Vasiliev, V.B., Vavilin, V.A., Rytov, S.V. & Ponomarev, A.V. (1993). Simulation model of anaerobic digestion of organic matter by a microorganism consortium: basic equations. *Water Resources*, 20(6), 714-725.
- Yu, H.W., Z. Samani, A. Hanson and G.B. Smith. 2002. Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. *J. Waste Management.* 22:1-5.

Zinder, S.H., Cardwell, S.C., Anguis, T., Lee, M., & Koch, M. (1984)..Methanogenesis in a thermophilic (58°C) anaerobic digester: *Methanotherix* sp. as an important acetoclastic methanogen. Appl. Environ. Microbiol., 47: 796-807.

CAPÍTULO XXI

ASPECTOS GENERALES DE LA INOCUIDAD AGROALIMENTARIA

Leos-Rodríguez J. A.¹, M. Fortis-Hernández², E. Salazar-Sosa^{2 y 3}, I. Orona-Castillo³

¹ Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Chapingo, Estado de México. email: jleos45@gmail.com

² Instituto Tecnológico de Torreón (ITT) - DEPI. Torreón, Coahuila.

³ Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ) – UJED.

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se abordan los aspectos principales de la inocuidad haciendo énfasis en la producción primaria agropecuaria y en particular en las frutas y hortalizas frescas. Se hace referencia a los países desarrollados debido a que disponen de bases de datos sobre las enfermedades transmitidas por alimentos y en donde hay más experiencia acumulada sobre inocuidad. Por ilustrativos se discuten de manera amplia el debate entre la Unión Europea y los Estados Unidos con respecto al uso de las hormonas y las consecuencias de los brotes recientes de *E. coli* en Estados Unidos.

¿QUÉ SE ENTIENDE POR INOCUIDAD DE LOS ALIMENTOS?

El Reglamento, (CE) No 178/2002 del Parlamento Europeo entiende por «alimento»(o «producto alimenticio») “cualquier sustancia o producto destinados a ser ingeridos por los seres humanos o con probabilidad razonable de serlo, tanto si han sido transformados entera o parcialmente como si no. «Alimento» incluye las bebidas, la goma de mascar y cualquier sustancia, incluida el agua, incorporada voluntariamente al alimento durante su fabricación, preparación o tratamiento.”

La Comisión del Codex Alimentarius (CCA, 2002) define la inocuidad como “la garantía de que los alimentos no causarán daño al consumidor cuando se preparen y/o consuman de acuerdo con el uso a que se destinan”. La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2007) retoma esta definición en su *Manual sobre las cinco claves para la inocuidad de los alimentos*.

Un alimento inocuo es por lo tanto aquel que está libre de agentes contaminantes que puedan dañar la salud de los consumidores de manera inmediata (bacterias patógenas, por ejemplo) o en el mediano y largo plazo (aflatoxinas, residuos de pesticidas, etc.). Un contaminante es un agente biológico o químico, materia extraña u otra sustancia añadida de manera no intencionada a los alimentos o una propiedad de éstos que puede poner en peligro su inocuidad e idoneidad (FAO, 2004).

Los alimentos pueden contaminarse de manera natural o debido a malas prácticas en su manejo en cualquiera etapa desde la producción hasta su disposición final en la mesa del consumidor al entrar en contacto con el suelo, agua, abonos orgánicos, aire, personas portadoras, animales domésticos y silvestres.

Lo inocuo es un atributo de calidad que a diferencia de los externos o internos está escondido dificultando enormemente su control. La inocuidad es un área en la cual se pueden establecer normas o estándares obligatorios.

CLASIFICACIÓN DE LOS PELIGROS

En general, los contaminantes o peligros que pueden estar presentes en los alimentos se agrupan en: microbiológicos, químicos, y físicos.

PELIGROS MICROBIOLÓGICOS

Entre los principales peligros biológicos se encuentran las bacterias patógenas al hombre, organismos productores de toxinas, protozoarios parásitos, virus y priones. Según el “Bad Bug Book” editado en 1998 por la Food and Drug Administration (FDA, por sus siglas en inglés) y el Center for Food Safety and Applied Nutrition (CFSAN, por sus siglas en inglés), las bacterias patógenas más importantes son *Salmonella spp.*, *Clostridium botulinum*, *Staphylococcus aureus*, *Campylobacter jejuni*, *Yersinia enterocolitica* y *Yersinia pseudotuberculosis*, *Listeria monocytogenes*, *Vibrio cholerae O1*, *Vibrio*

cholerae no-O1, Vibrio parahaemolyticus y otros vibrios, *Vibrio vulnificus*, *Clostridium perfringens*, *Bacillus cereus*, *Aeromonas hydrophila* y otra especies, *Plesiomonas shigelloides*, *Shigella spp.* y otros entéricos. Dentro del grupo de *E. coli* están: *Escherichia coli* - enterotoxigénico, *Escherichia coli* - enteropatógeno, *Escherichia coli* O157:H7 enterohemorrágico, *Escherichia coli* - enteroinvasivo (ver también Anexo C de FIRA 2000, Keller 1998, cap. 2 y Torres 1999). En el caso de la ganadería son también importantes *Mycobacterium bovis* y *Brucella melitensis*.

Entre los protozoarios parásitos y nemátodos se incluyen, *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica*, *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora cayetanensis*, *Anisakis sp.* y relacionados, *Diphyllobothrium spp.*, *Nanophyetus spp.*, *Eustrongylides sp.*, *Acanthamoeba* y otras amibas, *Ascaris lumbricoides* y *Trichuris trichiura*.

En el grupo de los virus se encuentran el de la *Hepatitis A*, *Hepatitis E*, *Rotavirus*, grupo *Norwalk* entre otros.

El prion o proteína infecciosa que causa la encefalitis espongiforme bovina (enfermedad de las “vacas locas”) queda incluida en este apartado de peligros biológicos.

A continuación se describen algunos de los patógenos al hombre más importantes que pueden estar presentes en los alimentos (MSU, 2000).

E. coli O157:H7. Fue identificado por primera vez en 1983, produce grandes cantidades de potentes toxinas que dañan las paredes del intestino causando dolor abdominal severo y diarrea que inicialmente es acuosa y se vuelve sanguinolenta. Los alimentos más susceptibles para ser contaminados por esta bacteria son: carne molida, hortalizas frescas (lechugas, espinacas, germinados), jugos de frutas y leche sin pasteurizar. Se encuentra en el intestino de los humanos y de los animales y se transmite por contaminación fecal de los alimentos o del agua. Se le considera un adulterante y si se encuentra en los alimentos éstos deben ser retirados del consumo humano.

Salmonella. Es la bacteria que con mayor frecuencia se reporta como causa de enfermedad transmitida por alimentos. En Estados Unidos el Departamento de Agricultura (USDA por sus siglas en inglés) requiere que todas las plantas procesadoras de carne hagan pruebas para la presencia de este patógeno.

Produce gastroenteritis aguda, diarrea y vómito. Los principales alimentos que pueden ser contaminados son carne cruda de aves, hortalizas frescas, jugo de frutas, leche cruda, huevos (*Salmonella enteritidis*), frutas (melones), helados de crema y chocolate. La bacteria se encuentra en el tracto intestinal de animales y humanos. *Salmonella typhimurium* DT104 es resistente a los antibióticos. Más de 2500 serotipos han sido identificados. En el estudio realizado por USDA/ERS (2000) sobre los costos anuales por las enfermedades transmitidas por alimentos contaminados, *Salmonella* explica el 35% de los costos y el 45% de las muertes. Resultó la bacteria más costosa.

Listeria. Fue descubierta en 1926. La especie que se considera más peligrosa es *L. monocytogenes*. Produce fiebre, dolor de cabeza, náuseas y coma. Los alimentos con más alto riesgo de ser contaminados son: leche cruda, hortalizas frescas, carne procesada, quesos suaves, helados de crema y ensaladas. Se le considera un adulterante y si se encuentra en los alimentos éstos deben ser retirados del consumo humano. Después de *Salmonella*, *Listeria* es la bacteria que más muertes causa en los estados Unidos. El 33% de los costos y el 41% de las muertes fueron atribuidos a este patógeno (USDA/ERS, 2000).

Campylobacter. Reconocido en 1963, es la principal causa de diarrea en los Estados Unidos. Los alimentos relacionados son carne de pollo y pavo crudas, leche sin pasteurizar y carnes procesadas de aves.

Clostridium botulinum. Produce la enfermedad conocida como botulismo. Los síntomas se relacionan con visión borrosa y parálisis de los músculos respiratorios. Se encuentra en el suelo y en el tracto intestinal. Sus toxinas causan un daño directo y severo a la salud humana.

Staphylococcus aureus. La toxina que produce causa náuseas severas, calambres y vómitos. Está presente en la piel de los humanos.

De aproximadamente 133 retiros de alimentos y alertas en el ámbito de la FDA que hubo en los Estados Unidos en 2006, 35.3% fueron debidos a causas microbiológicas (figura 1) ocupando el segundo lugar en retiros. Entre las bacterias patógenas al hombre causantes de las alertas y retiros están: *Salmonella*, *Listeria*, *E. coli*, y *Clostridium*.

Se estima que cada año ocurren en los Estados Unidos 1.4 millones de casos de infecciones por salmonela no tifoidal de los cuales 1.3 millones tienen su origen en la ingestión de alimentos contaminados.

Sin embargo, la opinión pública norteamericana fue sacudida en 2006 con el brote de *E. coli* 0157:H7 presente en espinacas empacadas que afectó a 26 estados, principalmente Wisconsin, Ohio y Utah. Para enero de 2007 se habían confirmado 205 casos y tres muertes debidas al brote. De las 103 personas hospitalizadas, 30 desarrollaron el síndrome urémico hemolítico. El origen del brote se asoció al estiércol bovino, a las heces de puercos silvestres, al suelo, y al agua contaminada de los ríos (FDA/CDHS, 2007).

Con anterioridad ya habían ocurrido brotes de *E. coli* 0157:H7 en hortalizas provenientes de la misma región donde fueron producidas las espinacas relacionadas con la contaminación de 2006. Según la carta que el CFSAN en 2005 dirige a todos los involucrados en la cadena de la lechuga, desde 1995 a la fecha había habido 18 brotes de *E. coli* enterohemorrágico relacionados con lechuga y uno con espinacas. En total se habían reportado 409 casos de enfermedad y dos muertes antes del brote en las espinacas en septiembre de 2006.

En período 2004-2005, ocurrieron 717 brotes relacionados con el consumo de huevos y derivados en España, de los cuales 624 (el 87 %), fueron causados por *Salmonella* (diariodigitalagrario.net, 5 de junio de 2007).

Según Käferstein (2003), en el mundo ocurren alrededor de 1.5 mil millones de diarreas por año en niños menores de 5 años resultando en la muerte de 1.8 millones de ellos. El 70% de estos episodios se originan por el consumo de alimentos contaminados con patógenos al hombre; destaca *E. coli* patogénico con el 25% de los casos seguido de *Campylobacter jejuni* y *Shigella spp.*

En los últimos años los virus se han convertido en una causa cada vez más importante de enfermedades transmitidas a través de los alimentos. Destacan los norovirus y el virus de la hepatitis A y otros virus entéricos. Los alimentos relacionados son los que exhiben un procesamiento mínimo como los moluscos bivalvos y los vegetales frescos.

Es tal la preocupación por estos virus que la FAO y la OMS han convocado para mayo de 2007, en los Países Bajos, una reunión conjunta de expertos (JEMRA¹, por sus siglas en inglés). La finalidad de la reunión es la de elaborar recomendaciones científicas para apoyar las actividades de manejo del riesgo de los virus presentes en los alimentos.

PELIGROS FÍSICOS

Estos contaminantes se refieren a la presencia indeseable en los alimentos de artículos o pedazos de vidrio, metal, plástico, piedras, hueso y madera entre otros que pueden causar daño físico al ser ingeridos junto con los alimentos. Estos peligros se generan a partir del uso indebido de objetos personales (anillos, aretes, pulseras, etc.), de la maquinaria y materiales diversos utilizados durante la recolección y empaque del producto (tuercas, tornillos, grapas) o de un mal manejo del alimento cuando se prepara para el empaque (restos de huesos, piedras, o materia vegetal). Los retiros de alimentos o alertas por este motivo fueron mínimos en los Estados Unidos en 2006, 3.8% (figura 1). Las causas de las alertas y retiros estuvieron referidas a la presencia en los alimentos de pedazos de metal, vidrio, y plástico principalmente.

IMPORTANCIA RELATIVA DE LOS PELIGROS

En la figura 1 se muestra la distribución porcentual de las causas de los retiros de alimentos en los Estados Unidos en el año 2006 en el ámbito de FDA.²

¹ Las Reuniones Conjuntas FAO/OMS sobre Evaluación de Riesgos Microbiológicos (JEMRA) se comenzaron a celebrar en 2000 en respuesta a la petición de la Comisión del Codex Alimentarius y de los Estados Miembros de la FAO y la OMS y a la creciente necesidad de asesoramiento científico basado en el riesgo sobre las cuestiones relativas a la inocuidad microbiológica de los alimentos.

² Alimentos regulados por FDA: alimentos y aditivos de alimentos para humanos y animales, fórmulas para bebé, complementos e ingredientes dietéticos, alimentos para mascotas, bebidas, frutas y hortalizas, pescados y mariscos, productos lácteos y huevo, productos agrícolas crudos para uso como alimentos, o componentes de alimentos, alimentos enlatados, animales vivos para consumo, productos de repostería, botanas y dulces.

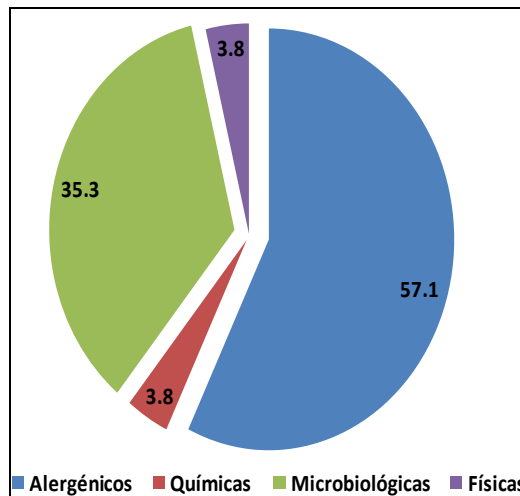


Figura 1. Causas de retiro de alimentos en los Estados Unidos durante 2006, (Porcentajes)

Fuente: elaboración propia con datos de FDA, 2006.

En el caso de los alimentos competencia del USDA³, en el periodo del 3 de enero al 11 de mayo de 2007 se habían llevado a cabo 19 de retiros: 13 por causas microbiológicas y seis por la presencia de alérgenos no declarados, principalmente trigo, leche, soya y huevo. Las causas biológicas del retiro estuvieron asociadas a la presencia de *Listeria monocytogenes* (siete casos) y a *Escherichia coli* O157:H7(cinco casos). Todos los retiros fueron clase I con excepción de uno que fue clase II. Clase I es una situación de peligro en donde hay una probabilidad razonable de que el uso del producto causará consecuencias graves y adversas a la salud o la muerte de las personas.

Estos casos de contaminación muestran que no sólo es costoso el minimizar riesgos instalando algún sistema de calidad sino que también lo es el no hacerlo. En algunos de estos episodios se retiraron hasta 119 toneladas de alimentos riesgosos implicando costos para el gobierno y fabricantes y en ocasiones costos difíciles de estimar ya que están relacionados con la pérdida de confianza del consumidor en los productos retirados amén de los costos asociados a las enfermedades contraídas o la muerte de personas.

³ El USDA es responsable de la inocuidad de los productos derivados de la carne de res, de pollo, y los huevos.

En Canadá de 39 retiros y alertas ocurridos entre el 1 de marzo y el 17 de mayo de 2007, los alergénicos representaron 66.7% del total, seguidos de los retiros por causas microbiológicas, 23.0% (CFIA, 2007). En la figura 2 se muestra el número de retiros en 2004 por cada uno de los alergénos no declarados.

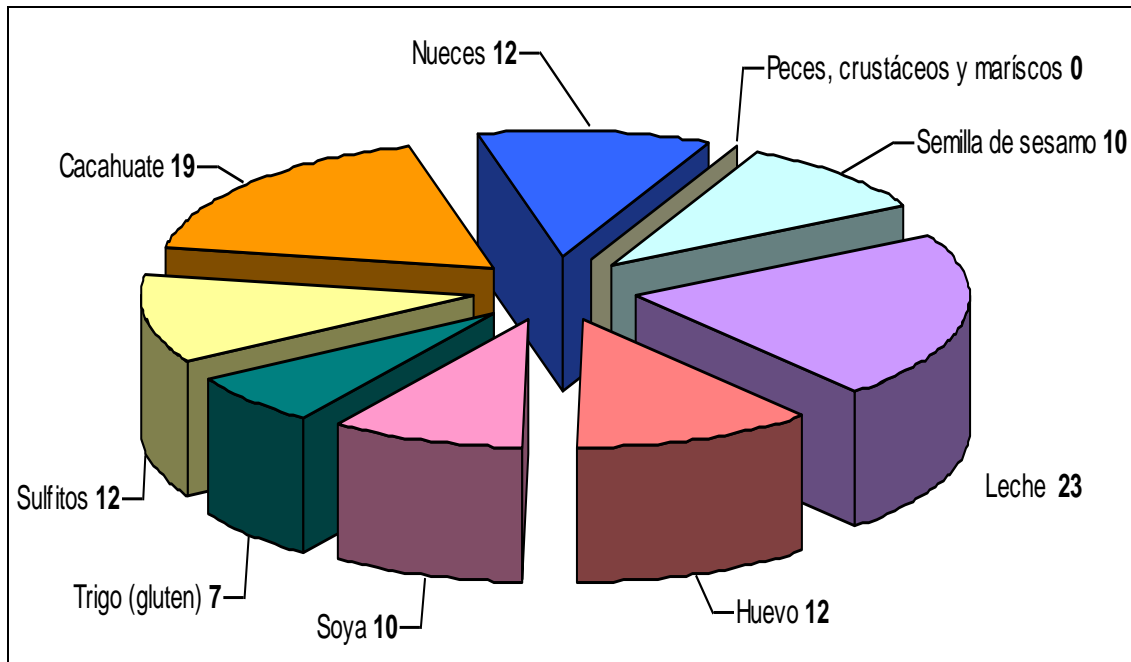


Figura 2. Canadá: número de retiros de alimentos por alergénos no declarados, 2004

Fuente: Canada Food Inspection Agency (CFIA), 2005

La agencia canadiense de la salud pública estima que en ese país ocurren al año entre 11 y 13 millones de casos de enfermedades relacionadas con alimentos contaminados. Muchos de estos casos pudieron haber sido evitados con un manejo y preparación adecuados de los alimentos (Health Canada, 2007).

En 2004, atendiendo el mandato contenido en la Directiva92/117/EEC, la Unión Europea llevó a cabo un estudio sobre 11 zoonosis y agentes zoonóticos más importantes: *Salmonella*, *Campylobacter*, *Listeria monocytogenes*, *E. coli* productor de verotoxinas, tuberculosis debida a *Mycobacterium bovis*, *Brucella*, *Yersinia*, *Trichinella*, *Echinococcus*, *Toxoplasma* y rabias. Se colectaron también datos sobre la resistencia antimicrobial de *Salmonella* y *Campylobacter* y *E. coli* (EFSA 2006).

Se describen a continuación los principales hallazgos del estudio. La infección humana más reportada fue la salmonelosis con 192,703 casos. La mayoría de éstos estuvieron ligados al consumo de huevo contaminado, carne de cerdo y carne de pollo. Le siguió en orden de importancia la campylobacteriosis

con 183,961 casos debidos principalmente al consumo de carne de pollo y agua contaminada. Otras fuentes potenciales para contraer esta enfermedad según el reporte son la leche bronca, las hortalizas, el contacto directo con animales y los viajes al extranjero. Para *Yersinia* se reportaron 10,381 casos y 4,143 para *E. coli*. Si en vez de la morbilidad se considera la mortalidad, *Listeria monocytogenes* es el responsable de la mayor parte de decesos en humanos, 107 personas por año a pesar de que sólo se reportaron 1, 267 casos de listeriosis.

La prevalencia de agentes bacterianos zoonóticos domina los resultados de la colección de datos, 395, 455 casos en total contra 2,349 de zoonosis parasíticas, 1, 337 casos de brucelosis y 86 de tuberculosis.

El reporte hace notar la resistencia emergente de *Salmonella* spp. y *Campylobacter* spp. al agente antimicrobial fluoroquinolona como un problema de salud pública. A fin de disminuir la incidencia de brotes se recomienda aplicar de manera efectiva las buenas prácticas de producción e higiene así como instalar el sistema de Análisis de Peligros y Puntos Críticos de Control (HACCP, por sus siglas en inglés).

A raíz de este informe la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA, por sus siglas en inglés) iniciará una evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico de *Salmonella* en cerdos (EFSA 2007). En los Estados Unidos la contaminación de la carne de cerdo por *Salmonella* es también una preocupación creciente para la industria.

Según los resultados de la encuesta más reciente sobre *Salmonella* en pollos de engorda llevada a cabo en la Unión Europea en 2005-2006, la prevalencia varió significativamente entre los distintos Estados Miembros, habiéndose encontrado niveles desde 0% hasta 62%. En un 40% de las parvadas positivas se detectó *Salmonella enteritidis* y *typhimurium*, responsables de la mayoría de los casos de salmonelosis en el hombre (EFSA, 2007).

En el caso de las gallinas de postura, en promedio se detectó *Salmonella* en el 30.8% de las granjas de la Unión Europea. La prevalencia observada fue de 0% a 79.5%. En promedio el 20.4% de las granjas marcó positivo para *S. Enteritidis* / *S. Typhimurium*. El rango observado de prevalencia de estos serovares en las granjas de los diferentes Estados Miembro estuvo comprendido entre 0% y 62.5% (EFSA, 2007b).

El 1 de agosto de 2006 la Comisión Europea aprobó dos reglamentos dirigidos a luchar contra la existencia de salmonela en huevos y aves. El primero de los reglamentos (Reglamento CE 1168/2006) fija la disminución porcentual de casos de infección de salmonela en gallinas de postura que tendrá que darse en los diferentes Estados Miembros a lo largo de los próximos años, así como la obligación por parte de éstos de presentar, a principios del 2007, sus planes nacionales de control de salmonela. El objetivo del segundo reglamento (Reglamento CE 1177/2006) es fijar las normas y métodos aplicables para el control de la salmonela en aves, destacando entre dichas normas la vacunación obligatoria a partir de 2008 de gallinas de postura en aquellos Estados Miembros con un índice de salmonela superior al 10 por ciento.

Las vacas lecheras pueden ser reservorios importantes de esta bacteria patógena; se estima que del 27 al 31% de los rebaños lecheros de Estados Unidos está colonizado por *Salmonella*.

Una de las investigaciones más extensas que se han realizado a fin de evaluar la asociación entre las características del hato lechero y la prevalencia de vertimiento fecal de *Salmonella*, se llevó a cabo en Estados Unidos analizando muestras de estiércol de 129 granjas lecheras de Minnesota, Wisconsin, Michigan, y Nueva York. Las variables principales retenidas en el modelo utilizado que mejor explicaron la prevalencia de la bacteria fueron: la ausencia de aislamiento de las vacas lactantes del resto del hato, almacenamiento del alimento en lugares abiertos, ausencia del uso de monensina en los becerros destetados, utilización del estiércol en forma líquida, acceso de las vacas a agua superficial, y pastoreo en terrenos a los que les fue aplicado estiércol en forma sólida o líquida y no fueron arados durante la misma estación. No se encontró asociación entre el tamaño del hato y la prevalencia de *Salmonella* (Fossler, 2005). Los autores del estudio consideran que estos hallazgos pueden ser la base para la elaboración del manual de buenas prácticas de producción de leche en las granjas.

Sin embargo, el estudio llevado a cabo por Huston *et al* (2002) en 105 granjas lecheras en Ohio, EUA, concluye que es muy probable que un gran tamaño de hato y el manejo intensivo de éste, propicien un ambiente favorable para el vertimiento fecal de *Salmonella*.

En una investigación realizada en un lote de engorda en North Dakota, EUA con el fin de monitorear la prevalencia de vertimiento fecal de *Salmonella* durante el periodo de finalización y evaluar los patrones de resistencia antimicrobial, todos los aislamientos resultaron susceptibles a ceftiofur y todos fueron

resistentes a espectinomycina, sulfathiazol, tiamulin, florfenicol, ampicilina, penicilina, chlortetracyclina, oxytetracyclina, and clindamycina. Todos los aislamientos identificados fueron del serotipo *Typhimurium* serovar Copenhagen, un tipo que comúnmente se aísla en las infecciones de *Salmonella* en humanos. Se revelaron cinco patrones de resistencia múltiple (Khaita, M.L., 2007).

En el Comité del Codex de Higiene de los Alimentos (CCFH, por sus siglas en inglés) se están analizando normas relacionadas con *Salmonella*, *Listeria* y *Campylobacter* y otros aspectos sobre la gestión de riesgos microbiológicos.

En su 38^a reunión, celebrada en diciembre de 2006, este Comité acordó someter a la aprobación final de la Comisión del Codex Alimentarius en su 30^o período de sesiones a celebrarse en julio de 2007, los documentos siguientes en el Trámite 8⁴:

- Proyecto de Principios y Directrices para la Aplicación de la Gestión de Riesgos.
- Proyecto de Código de Prácticas de Higiene para los Huevos y los Productos de Huevo.
- Proyecto de Directrices sobre la Aplicación de Principios Generales de Higiene de los Alimentos para el Control de *Listeria monocytogenes* en los Alimentos.

El CCFH acordó también fundir dos propuestas relativas a los pollos de engorda en una sola e iniciar nuevos trabajos sobre el Anteproyecto de Directrices para el Control de *Campylobacter* y *Salmonella* spp. en la carne de pollo de engorda (FAO/OMS, 2007b, ALINORM 07/30/13).

RESIDUOS DE PESTICIDAS

La preocupación por el uso inadecuado de pesticidas en el sector agropecuario se refiere no sólo a la inocuidad alimentaria y el consecuente daño a la salud humana o a la salud animal sino también a su efecto negativo sobre el ambiente.

Los efectos sobre la salud dependen del tipo de plaguicida. Por ejemplo los organofosforados y carbamatos dañan el sistema nervioso. Otros compuestos son cancerígenos y otros afectan el sistema endocrino.

⁴ La elaboración de las normas del Codex constituye un proceso de ocho pasos.

Existen alrededor de 70, 000 productos químicos potencialmente sujetos de control y vigilancia. La venta de pesticidas representó en 2004 alrededor de 26, 000 millones de dólares (mdd) y se proyecta que crezca hasta 28, 000 mdd en 2009. Las principales empresas que participan en esta industria son BayerCropScience, Syngenta, Basf Agricultural Products, Dow AgroSciences, DuPont Crop Protection y Monsanto (Report World Pesticides to 2009, 2005).

La región de América del Norte consume el 36% en valor de los plaguicidas; Asia del Pacífico, 28%; Europa Occidental el 18%; el resto del mundo, 18%. Los principales países utilizadores de plaguicidas son por orden de importancia: Estados Unidos, Francia, Japón, Brasil y China. En 2001, Los Estados Unidos representaron el 35% de la utilización mundial de todos los pesticidas. Destacan el uso de herbicidas, 45% e insecticidas 36% del total mundial (EPA, 2004). Los Estados Unidos aplican más de 450, 000 millones de toneladas de plaguicidas cada año en sus diferentes usos.

Algunos de los pesticidas que se utilizan o fueron utilizados en la agricultura son muy peligrosos, pueden hacer daño en el corto, mediano y largo plazo. Poseen el potencial para viajar largas distancias por agua y aire contaminando regiones muy distantes de donde fueron originalmente aplicados. Por ejemplo, diversos mamíferos, peces y aves de cuyo consumo dependen las comunidades indígenas del Ártico exhiben contaminación por lindano, pesticida que no se utiliza en esas zonas.

Debido a esta peligrosidad, las Naciones Unidas (ONU) ha promulgado tres grandes tratados

Convenio de Estocolmo

Fue firmado el 23 de mayo de 2001 en Estocolmo, Suecia. Se centra en la reducción y la eliminación de 12 Contaminantes Orgánicos Persistentes, nombrados por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) como “la docena sucia”. El objetivo del Convenio es proteger la salud humana y del ambiente de estos contaminantes. Se basa en el enfoque precautorio contenido en el Artículo 15⁵ de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.

⁵ Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente.

Estos contaminantes tienen propiedades tóxicas, son resistentes a la degradación, se acumulan en los tejidos grasos y son transportados por el aire, el agua y las especies migratorias a través de las fronteras internacionales y depositados lejos del lugar de su liberación, acumulándose en ecosistemas terrestres y acuáticos (http://www.pops.int/documents/convtext/convtext_sp.pdf).

De los 12 compuestos sujetos del Convenio, ocho son plaguicidas: aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, mirex y toxafeno; dos son subproductos que se generan en los procesos de producción: dioxinas y furanos. El resto son de uso industrial.

México ratificó el Convenio de Estocolmo en febrero de 2003 y en junio de 2005 propuso que el lindano fuera añadido al Anexo A de dicho Convenio.

En particular, los diferentes países y regiones han emprendido acciones conjuntas o individuales para minimizar los riesgos a la salud humana, animal y al ambiente que genera el uso de los plaguicidas, sobre todo de los más peligrosos. A continuación se describen algunos de estos esfuerzos.

[Plan de acción regional de América del Norte \(PARAN\) sobre lindano y otros isómeros del hexaclorociclohexano \(HCH\)](#)

En 2006 la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA) anunció la firma el 30 de noviembre de 2006 del PARAN que es una estrategia conjunta de los países socios del Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLCAN), con el objetivo de “adoptar medidas conjuntas y de cooperación entre los tres países miembro para reducir la exposición humana y del medio ambiente al lindano y otros isómeros del HCH”. El PARAN surge a partir del Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte (ACAAN) entre los gobiernos de Canadá, Estados Unidos y México. Este Acuerdo es paralelo al TLCAN y entró en vigor en 1994. La CCA fue creada a partir del ACAAN.

Según el Artículo 3.2 del PARAN, el Plan de Acción incluye las consideraciones contenidas en las principales Convenciones y Protocolos relacionados con la problemática de los plaguicidas:

El Programa 21: Plan de acción mundial para el siglo XXI, adoptado en 1992, en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo;

en particular, el capítulo 19 sobre el manejo adecuado de sustancias químicas y el enfoque precautorio, planteado en el principio 15 del Programa 21 y adoptado en la Declaración de Río;

El *Protocolo de Aarhus sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes*, de la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Grandes Distancias, negociado con el auspicio de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa;

El *Convenio de Róterdam sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo* (PIC, por sus siglas en inglés).

La *Estrategia de Canadá y Estados Unidos para la Eliminación Virtual de las Sustancias Tóxicas en los Grandes Lagos*, y

El *Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte* (ACAAN).

El *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes*.

En México está permitido el uso del lindano para el tratamiento de semillas avena, cebada, frijol, maíz, sorgo y trigo previo a la siembra. Para 2002, los únicos usos agrícolas registrados para el lindano en los Estados Unidos eran los correspondientes al tratamiento de semillas de cebada, maíz, avena, centeno, sorgo y trigo. Este registro se halla ahora en proceso de cancelación voluntaria.

En Estados Unidos y Canadá está prohibido su uso veterinario en el ganado de leche y de carne. A partir del 1 de enero de 2005 el lindano dejó de estar registrado en Canadá para usos agrícolas y veterinarios de control de plagas. El lindano está aprobado en Canadá como fármaco que no requiere receta médica para el tratamiento de piojos y sarna. En México está autorizado el uso del lindano con fines de control ectoparasitario en el ganado (para el combate de garrapatas, pulgas, larvas de la mosca común, etc.).

Además de las acciones regionales conjuntas a desarrollar, los países en lo individual se comprometieron a lo siguiente.

Canadá

Además de las acciones primarias por lo que respecta al uso farmacéutico del lindano, Canadá emprenderá medidas de apoyo en manejo de residuos, investigación científica y difusión y educación; asimismo, trabajará conjuntamente con México y Estados Unidos en iniciativas regionales para reducir terminantemente o eliminar el uso del lindano y otros isómeros del HCH.

México

Las dependencias gubernamentales mexicanas se encuentran actualmente en proceso de revisión de los términos precisos para un plan de acción nacional, así como de las posibles fechas límite para la eliminación gradual del lindano. Las siguientes acciones están incorporándose: • Limitación a las importaciones de uso farmacéutico de lindano durante 2005; definición —por parte de la COFEPRIS), de la Secretaría de Salud, y la industria farmacéutica— de plazos para llevar a cabo una eliminación gradual; • desde enero de 2005 no se autoriza ninguna importación de lindano para usos agrícolas y veterinarios.

Estados Unidos

Para reducir aún más la exposición al lindano y otros isómeros del HCH, y a efecto de cumplir con las metas y objetivos del PARAN, Estados Unidos está emprendiendo acciones al respecto: FDA trabajará de manera proactiva con las compañías farmacéuticas para facilitar el desarrollo de alternativas al lindano para el tratamiento de piojos y sarna; la EPA ha recibido solicitudes para la cancelación voluntaria de todos los registros restantes de plaguicidas con contenido de lindano y planea aprobar las solicitudes de cancelación voluntaria de los fabricantes; EPA reevaluó el registro continuo de usos para el tratamiento de semillas; EPA determinó que los usos restantes del lindano en plaguicidas no cumplen con los requisitos para la renovación de su registro y planea aprobar las solicitudes de cancelación voluntaria de los registrohabientes, y una vez concluido el proceso de cancelación, la Agencia propondrá revocar los niveles de tolerancia o límites en vigor para los residuos de lindano en grasa animal.

La Ley para la Protección de la Calidad de los Alimentos en Estados Unidos (FQPA, por sus siglas en inglés)

Esta Ley (<http://www.epa.gov/pesticides/regulating/laws/fqpa/>) entró en vigor en 1996, con la aprobación unánime de las dos Cámaras del Congreso estadounidense. Ha sido la ley sobre inocuidad y pesticidas más integral que se haya promulgado en décadas. A fin de comprobar que los plaguicidas cumplieran con los nuevos estándares de inocuidad y seguridad, EPA tenía que revisar y reevaluar en 10 años los límites máximos de residuos permitidos o tolerancias para todos los pesticidas que se aplicaran en alimentos.

La FQPA establecía un solo estándar basado en consideraciones de salud para los residuos de pesticidas en los alimentos frescos y procesados; proveía de herramientas para la protección de todos los consumidores especialmente de los niños (en este caso se consideraba un factor adicional de seguridad); y creaba un ambiente favorable para el desarrollo y adopción de plaguicidas más seguros.

Los criterios para considerar que un compuesto era más seguro o presentaba menos riesgos son: un bajo impacto en la salud humana; una menor toxicidad para los organismos no sujetos directos de la aplicación (pájaros, peces y plantas); menor potencial para contaminar el agua subterránea; menores tasas de uso, menor potencial para crear resistencia; y compatibilidad con el manejo integrado de plagas (<http://www.epa.gov/pesticides/health/reducing.htm>).

Como consecuencia de estos nuevos estándares, EPA canceló en agosto de 1999 el uso del paratión metílico en los alimentos más consumidos por los niños (manzanas, duraznos, peras, uvas, nectarinas, ciruelas, cerezas, zanahorias, ciertos tipos de chícharos y frijoles, y tomates) y restringió la aplicación de otros organofosforados. EPA también modificó el etiquetado del paratión a fin de mejorar la protección de los trabajadores (<http://www.epa.gov/pesticides/food/>).

A finales del año fiscal 2006, EPA había reevaluado prácticamente las 9, 721 tolerancias. En el proceso de elegibilidad para renovar los registros, 4, 300 pesticidas fueron suprimidos.

En 2006 EPA estableció nuevas regulaciones que prohíben la dosificación intencional con fines de investigación de pesticidas a niños, mujeres embarazadas y mujeres lactantes (<http://www.epa.gov/oppfead1/guidance/human-test.htm>).

Canadá inició también un proceso de reevaluación de 27 insecticidas organofosforados en junio de 1999. A fin de optimizar recursos y avanzar en el proceso de armonización de las normas sobre pesticidas entre los dos países, la Agencia Regulatoria Canadiense para el Manejo de las Plagas (PMRA, por sus siglas en inglés) haría un uso extenso de las revisiones que estaba haciendo la EPA norteamericana de los insecticidas organofosforados e incorporaría los nuevos enfoques adoptados por la EPA a raíz de la entrada en vigor de la FQPA.

Las Comunidades Europeas iniciaron también una reevaluación de los pesticidas en la agricultura con la promulgación de la Directiva 91/414/CEE del Consejo, el 15 de julio de 1991, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios (Diario oficial de las Comunidades Europeas, 1991)

La Directiva, según el Artículo 1, tiene por objeto la autorización, comercialización, uso y control dentro de la Comunidad de los productos fitosanitarios. En el Artículo 3 se especifica que la Directiva aplica a la autorización para la comercialización de pesticidas que contengan o estén compuestos por organismos genéticamente modificados.

En el Artículo 5 se establecen las condiciones para la incorporación de un ingrediente en el Anexo I de sustancias activas autorizadas, que son muy parecidas a las utilizadas por la EPA.

Artículo 5

1. A la luz de los actuales conocimientos científicos y técnicos, una sustancia activa se incluirá en el Anexo I por un período inicial no superior a diez años, cuando quepa esperar que los productos fitosanitarios que contengan dicha sustancia activa cumplen las siguientes condiciones:

a) que sus residuos resultantes de una aplicación conforme a las buenas prácticas fitosanitarias no tengan efectos nocivos para la salud humana o animal ni para las aguas subterráneas, ni repercusiones inaceptables para el

medio ambiente, y en la medida en que tengan relevancia toxicológica o medioambiental, pueden medirse con métodos generalmente aceptados;

b) que su utilización resultante de una aplicación con arreglo a las buenas prácticas de protección vegetal no tenga efectos nocivos para la salud humana o animal ni repercusiones inaceptables para el medio ambiente, según lo establecido en los puntos iv) y v) de la letra b) del apartado 1 del artículo 4.

2. Para incluir una sustancia activa en el Anexo I, deberán tenerse particularmente en cuenta los elementos siguientes:

a) en su caso, una ingesta diaria admisible (IDA) para las personas;

b) un nivel de exposición admisible para el usuario, cuando sea necesario;

c) en su caso, una estimación de su alcance y difusión en el medio ambiente, así como la repercusión sobre las especies ajenas al objetivo.

Cuando se expidió la Directiva en 1991 había 850 sustancias autorizadas en los estados miembros. El enfoque adoptado por la Unión Europea exigía que los fabricantes de los pesticidas defendieran sus productos frente a la autoridad designada de su país y ante la Autoridad Europea de la Seguridad Alimentaria (EFSA, por sus siglas en inglés) probando que los plaguicidas reunían los nuevos estándares de seguridad e inocuidad requeridos. La mayoría de los productos que se retiraron fue porque sus fabricantes no los defendieron por diferentes razones.

En 2003 se retiraron del mercado 450 sustancias, que representaron una disminución de más del 50% de las sustancias disponibles en el mercado en 1993. La Comisión europea terminará la revisión a finales de 2008 y concluir el proceso de armonización de sustancias activas permitidas en los pesticidas en la Unión Europea.

En México la regulación de los plaguicidas está a cargo de la Comisión Intersecretarial Para el Control de Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST). La Comisión se creó en octubre de 1987 y entró en vigor en diciembre de 1988 (Diario Oficial de la Federación, 1987).

En el Artículo 2º del Reglamento Interior(Diario Oficial de la Federación, 1987) se explicita el objeto de la Comisión:

coordinar las acciones de las Secretarías de Comercio y Fomento Industrial, de Agricultura y Recursos Hidráulicos, de Desarrollo Urbano y Ecología y de Salud, en el ejercicio de las atribuciones que respecto de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, les confiere la Ley Federal de Metrología y Normalización, la Ley de Sanidad Fitopecuaria de los Estados Unidos Mexicanos, la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley General de Salud y las demás disposiciones legales aplicables.

En el Artículo 3 se listan las materias objeto de la coordinación. Se transcriben algunas de ellas:

Procedimiento uniforme e integral para la resolución de solicitudes de registro y para el otorgamiento de autorizaciones en sus modalidades de licencias, permisos y registros, relativos a la explotación, elaboración, fabricación, formulación, mezclado, acondicionamiento, envasado, manipulación, transporte, distribución, aplicación, almacenamiento, comercialización, tenencia, uso y disposición final de los plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas;

Promover la elaboración y expedición, con carácter obligatorio, de normas Oficiales mexicanas para plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, de métodos de prueba para los mismos y, en su caso, para los procesos de elaboración, así como de normas técnicas que establezcan los correspondientes requisitos sanitarios, ecológicos y agropecuarios;

Estudios e investigaciones sobre las características y propiedades de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, tendentes a la recomendación de los más eficaces y a la prohibición de elaboración y uso de los que puedan provocar riesgos o índices no aceptables de contaminación;

En cumplimiento al Artículo 16.IV del Reglamento Interior, la CICOPLAFEST publica el Catálogo de Plaguicidas que contiene los productos registrados y sus usos autorizados, sus características principales, así como las indicaciones para su uso e información sobre los riesgos que los mismos implican y sobre el tratamiento en caso de intoxicaciones. Contiene también la lista de los plaguicidas prohibidos y restringidos.

El catálogo de plaguicidas es un documento oficial elaborado por las Secretarías que integran la Comisión. Los únicos plaguicidas cuya importación, comercialización y uso están permitidos en México, son los que han sido registrados por la CICOPLAFEST.

El Programa de Estados Unidos sobre Datos de Pesticidas (PDP)

Es un programa nacional que incluye una base de datos de residuos de pesticidas en alimentos. El PDP se encarga de la colección, captura, y elaboración de reportes sobre la presencia de residuos de pesticidas en los productos agrícolas (USDA/AMS. 2006). El PDP concentra sus esfuerzos en proveer los mejores datos sobre residuos de pesticidas en alimentos muy consumidos por los niños, con la finalidad de apoyar la instrumentación de la Ley de Protección de la Calidad de los Alimentos (FQPA, por sus siglas en inglés) y por la recomendación de la Academia Nacional de Ciencias (National Academy of Sciences, 1993).

El PDP fue establecido en 1991 y es administrado por el Departamento de Agricultura (USDA, por sus siglas en inglés) a través del Servicio de Mercadeo Agrícola (AMS, por sus siglas en inglés).

Los resultados de este programa son importantes para el comercio internacional desde el punto de vista de la inocuidad ya que compara la producción doméstica con importaciones.

En 2005 el PDP analizó 14, 749 muestras de las cuales 10, 154 fueron frutas y hortalizas. Del total de muestras, el 14% fue de productos importados. Por ejemplo, el 42.4% de las muestras de calabaza de invierno fue de las provenientes de México.

Se buscaron residuos de insecticidas, herbicidas, fungicidas, y reguladores de crecimiento.

En promedio, el 73 % de las frutas y hortalizas frescas y el 61% de las procesadas resultaron con residuos detectables. Si se excluye el agua para beber y la embotellada, sólo el 0.2% de las 13,621 muestras analizadas en 2005 excedieron la tolerancia.

El reporte del PDP asienta que las diferencias en la detección de residuos entre la producción doméstica norteamericana y las importaciones fueron debidas principalmente al uso de los pesticidas en respuesta a las presiones de las plagas basada en las condiciones diferentes ambientales, climáticas y de cultivo.

En el caso de la calabaza importada de México, las muestras domésticas tuvieron mayores porcentajes de detección que las originarias de México.

Otros peligros químicos. El contenido de nitratos y metales pesados en las hortalizas y frutas se ha convertido en una preocupación creciente de salud pública. Las Comunidades Europeas publicaron en 2001 un Reglamento para fijar los contenidos máximos de nitratos, aflatoxinas y metales pesados entre otros productos en las hortalizas y frutas (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 2001).

En los Considerandos del Reglamento se asienta que las hortalizas son la principal fuente de ingesta humana de nitratos, éstos pueden convertirse en nitritos y nitrosaminas y afectar de manera negativa la salud humana. Se exhortó a los productores a que adopten buenas prácticas agrícolas para garantizar que los contenidos de nitratos se mantengan en el nivel más bajo que sea razonablemente posible o alcanzable.

En particular se fijaron límites máximos de nitratos para las espinacas frescas, en conserva y refrigeradas, y para la lechuga fresca cultivada al aire libre o bajo invernadero. En el caso del plomo y el cadmio, el Reglamento estableció límites máximos de contenido en hortalizas, frutas y frutillas.

Hormonas. El caso de las hormonas es importante por varias razones, sobre todo porque su utilización como promotoras del crecimiento en la ganadería generó uno de los debates más acendrados en el comercio internacional entre la Unión Europea, Canadá y los Estados Unidos. Fue el primer caso tratado por el nuevo Acuerdo de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (*Acuerdo MSF*) de la Organización Mundial de Comercio (OMC). Ilustra de manera muy clara las dificultades para resolver un problema cuando existe una gran incertidumbre científica al respecto combinada con otros intereses.

Es también el primer caso de disputa comercial en torno a una práctica de producción que se sustenta en el principio precautorio de manera explícita.

Las hormonas son utilizadas para acelerar el crecimiento de los animales y producir canales con menos grasa y colesterol. Se usan en varios de los países productores y exportadores de carne de bovino. En los Estados Unidos se utilizan en el 63% de todo el ganado y en el 90% del ganado en corrales de engorda. En las explotaciones más grandes de engorda se utilizan en un 100% (C.H. Hanrahan, 2000). Seis son las sustancias más usadas: el estradiol-17 β , la testosterona, progesterona, el acetato de trembolona, el zeranol y el acetato de melengestrol. Las tres primeras son naturales o endógenas y se producen durante toda la vida de cada individuo y se necesitan para el funcionamiento fisiológico y la maduración normales. Los niveles hormonales difieren según el tejido, la especie animal, el sexo y el individuo, y varían de manera espectacular con la pubertad y la gestación y en caso de castración.

El estradiol-17 β es una hormona esteroide sexual con efectos estrógenos (responsable de características femeninas) la testosterona es una hormona esteroide sexual con efectos andrógenos (responsable de características masculinas); la progesterona es una hormona esteroide sexual con acción gestágena (responsable del mantenimiento de la gestación).

En los Estados Unidos todas las hormonas endógenas promotoras del crecimiento son fabricadas como pellets para colocarse detrás de las orejas de los animales. Al sacrificarse el animal, la oreja se desecha.

FDA (2002) no exige período de retiro entre la aplicación de la hormona y el sacrificio de los animales. Afirma que los consumidores no enfrentan ningún riesgo para su salud cuando consumen carne proveniente de animales tratados con estas hormonas porque las cantidades que se utilizan son insignificantes comparadas con las presentes en la carne de animales no tratados y las que son producidas de manera natural por el organismo del consumidor.

Por el contrario, el acetato de trembolona, el zeranol y el acetato de melengestrol son hormonas sintéticas y no son metabolizadas de manera tan rápida por los organismos que las reciben como las naturales. La trembolona imita la acción de la testosterona; el zeranol imita los efectos del estradiol-17 β , y el melengestrol imita a la progesterona.

La utilización de estas hormonas en la ganadería está sujeta a reglamentación estricta. El melengestrol se adiciona en el alimento de los animales.

En la quincuagésima segunda reunión del Comité Conjunto de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA, por sus siglas en inglés) celebrada en 1999, se acordó fijar las ingestas diarias aceptables o admisibles (IDA) para las hormonas naturales enmendando las conclusiones de la reunión 32 de este mismo Comité que había señalado que estas sustancias no requerían del establecimiento de ingestas diarias ni límites máximos de residuos (LMR). Éstos tampoco fueron especificados en la reunión 52, lo que significa que “los datos disponibles sobre la identidad y concentración de residuos del medicamento veterinario en los tejidos del animal indica un margen amplio de inocuidad para el consumo de residuos cuando la sustancia es utilizada de acuerdo a las buenas prácticas”. El Comité concluyó que “la presencia de residuos hormonales en los productos animales no representa un peligro para la salud y por lo tanto no hay necesidad de especificar los límites máximos de residuos” (FAO/WHO, 1999). Para la trembolona y el zeranol se fijaron IDA y LMR.

A partir de 1981 la Unión Europea comienza a cuestionar el uso de las hormonas de crecimiento en la engorda de ganado. En especial la *Directiva 81/602 del Consejo de la Unión Europea relativa a la prohibición de ciertas sustancias con acción hormonal y cualquier sustancia con acción tirostática*, basada en el hecho de que los residuos que dejan en la carne pueden ser peligrosos para los consumidores y pueden también afectar la calidad de la carne, en el Artículo 2 establece la obligación para los estados miembros de prohibir entre otras acciones, la administración por cualquier medio al ganado de sustancias con efecto tirostático o compuestos con acción estrogénica, androgénica. La acción para las hormonas en cuestión fue pospuesta, el Consejo aprobó por unanimidad una propuesta de la Comisión para tomar lo más pronto posible una decisión sobre la administración de estradiol 17 β , progesterona, testosterona, trenbolona and zeranol para la engorda de ganado. En diciembre de 1985 la Comunidad Europea prohíbe el uso de hormonas naturales y sintéticas. Impide también la importación de animales y carne de animales a los que se les haya suministrado hormonas de crecimiento.

En 1987 los Estados Unidos solicitan dentro del Acuerdo de Barreras Técnicas la formación de un grupo de expertos para analizar la prohibición. No fue posible formar dicho grupo. En 1989 la prohibición sobre el uso de las hormonas en disputa se ejecuta y Estados Unidos toma represalias comerciales. Las diferencias no pudieron ser abordadas por las partes en conflicto en el marco del Acuerdo OTC. Tuvo que entrar en vigencia el Acuerdo MSF en 1995 para que esto ocurriese.

En 1996, Estados Unidos solicita a la OMC el establecimiento de un panel para discutir la prohibición europea, arguyendo que las medidas afectaban de manera negativa las importaciones de carne y de productos derivados y que dichas medidas eran inconsistentes con las obligaciones de la Comunidad Europea dentro del Acuerdo General sobre Tarifas y Comercio de 1994 (GATT, por sus siglas en inglés), con el Acuerdo de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias (MSF), con el Acuerdo sobre Obstáculos Técnicos al Comercio (OTC) y con el Acuerdo sobre Agricultura (Organización Mundial del Comercio, 1996).

El 28 de junio de 1996, el Canadá solicitó la celebración de consultas con las Comunidades Europeas de conformidad con el artículo 4 del Entendimiento relativo a las normas y procedimientos por los que se rige la solución de diferencias ("ESD"), el artículo 11 del Acuerdo MSF, el artículo 14 del Acuerdo OTC, el artículo 19 del Acuerdo sobre la Agricultura y el artículo XXII del GATT 1994, en relación con la Directiva del Consejo Europeo por la que se prohíbe la utilización de ciertas sustancias de efecto hormonal en el sector animal y otras medidas conexas que "... afectan desfavorablemente a la importación de ganado y carne" (WT/DS48/1). La reclamación canadiense era esencialmente igual en su argumentación a la estadounidense (WT/DS26), que había dado lugar con anterioridad al establecimiento de un Grupo Especial. Como terceros demandantes aparecían Australia, Nueva Zelanda, Noruega, y Estados Unidos. Ante la insistencia de Canadá, el Órgano de Solución de Diferencias de la OMC instaló el 4 de noviembre de 1996 un nuevo Grupo Especial para analizar la demanda canadiense (Hoffman, 2004).

El Grupo que revisó ambas demandas, circuló sus Reportes el 18 de agosto de 1997. El Panel que analizó el caso norteamericano y el que revisó el canadiense alcanzaron las mismas conclusiones. Se listan a continuación las más importantes (Organización Mundial de Comercio, a y b, 1997).

Las Comunidades Europeas, al mantener medidas sanitarias que no se basan en una evaluación del riesgo, han actuado de forma incompatible con las prescripciones del párrafo 1 del artículo 5 del Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias⁶.

⁶ Párrafo 1 Artículo 5: Los Miembros se asegurarán de que sus medidas sanitarias o fitosanitarias se basen en una evaluación, adecuada a las circunstancias, de los riesgos existentes para la vida y la salud de las personas y de los animales o para la preservación de los vegetales, teniendo en cuenta las técnicas de evaluación del riesgo elaboradas por las organizaciones internacionales competentes.

Las Comunidades Europeas, al adoptar distinciones arbitrarias o injustificables en los niveles de protección sanitaria que consideran adecuados en diferentes situaciones, que tienen por resultado una discriminación o una restricción encubierta del comercio internacional, han actuado de forma incompatible con las prescripciones del párrafo 5 del artículo 5 del Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias⁷.

Las Comunidades Europeas, al mantener medidas sanitarias que no están basadas en normas internacionales existentes sin que ello esté justificado al amparo del párrafo 3 del artículo 3 del Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias⁸, han actuado de forma incompatible con las prescripciones del párrafo 1 del artículo 3 de dicho Acuerdo.

Dado que en la presente diferencia hemos constatado que existen normas internacionales y que las medidas de las CE en cuestión no están basadas en esas normas, constatamos que incumbe a las Comunidades Europeas la carga de justificar las medidas objeto de la diferencia al amparo del párrafo 3 del artículo 3, y en particular de la primera frase de dicho párrafo.

Recomendamos que el Órgano de Solución de Diferencias pida a las Comunidades Europeas que pongan sus medidas en conformidad con las obligaciones que les impone el Acuerdo sobre la Aplicación de Medidas Sanitarias y Fitosanitarias.

⁷ Párrafo 5 Artículo 5: Con objeto de lograr coherencia en la aplicación del concepto de nivel adecuado de protección sanitaria o fitosanitaria contra los riesgos tanto para la vida y la salud de las personas como para las de los animales o la preservación de los vegetales, cada Miembro evitará distinciones arbitrarias o injustificables en los niveles que considere adecuados en diferentes situaciones, si tales distinciones tienen por resultado una discriminación o una restricción encubierta del comercio internacional. Los Miembros colaborarán en el Comité, de conformidad con los párrafos 1, 2 y 3 del artículo 12, para elaborar directrices que fomenten la aplicación práctica de la presente disposición. Al elaborar esas directrices el Comité tendrá en cuenta todos los factores pertinentes, con inclusión del carácter excepcional de los riesgos para la salud humana a los que las personas se exponen por su propia voluntad.

⁸ Párrafo 3 Artículo 3: Los Miembros podrán establecer o mantener medidas sanitarias o fitosanitarias que representen un nivel de protección sanitaria o fitosanitaria más elevado que el que se lograría mediante medidas basadas en las normas, directrices o recomendaciones internacionales pertinentes, si existe una justificación científica o si ello es consecuencia del nivel de protección sanitaria o fitosanitaria que el Miembro de que se trate determine adecuado de conformidad con las disposiciones pertinentes de los párrafos 1 a 8 del artículo 5.⁸ Ello no obstante, las medidas que representen un nivel de protección sanitaria o fitosanitaria diferente del que se lograría mediante medidas basadas en normas, directrices o recomendaciones internacionales no habrán de ser incompatibles con ninguna otra disposición del presente Acuerdo.

Las Comunidades Europeas, Estados Unidos y Canadá apelaron algunos aspectos legales de interpretación contenidos en los reportes del Panel. El Parlamento Europeo (1997) reaccionó de manera enérgica ante el Reporte del Grupo Especial y explicitó algunas de las causas de las diferencias que impiden un acuerdo con respecto al uso de las hormonas en la engorda de ganado. El Parlamento consideró inaceptable el informe preliminar porque

“en materia de salud humana y animal, el principio de precaución debe prevalecer sobre cualquier otra consideración, los imperativos de seguridad alimentaria son esenciales y que la crisis de las vacas locas ha venido a reforzar esta convicción; y profundamente preocupado por la disminución de la confianza que dicho informe preliminar ya ha provocado en la opinión pública, en los consumidores y en los ganaderos de la Unión, en particular a la luz de la crisis de la EEB”.

En particular, critica de manera severa al Codex Alimentarius, El Parlamento

“recusa la utilización de las normas del Codex alimentarius como criterios únicos de referencia para el arbitraje en el seno de la OMC, teniendo en cuenta, en particular, que los mismos ya están superados científicamente, así como el carácter no democrático y opaco de las normas de procedimiento de dicho Codex; destaca que los argumentos científicos que resultaron decisivos en el marco del grupo especial se basan en su mayor parte en datos presentados por las propias industrias”.

Por lo que el Parlamento exige que se mantenga la prohibición de utilizar hormonas, así como la prohibición de importar carne tratada con hormonas.

Durante la configuración del reporte las Comunidades Europeas habían alegado que las normas del Codex para las cinco hormonas se adoptaron por una mayoría de sólo 33 votos a favor, 29 votos en contra y 7 abstenciones (es decir, la minoría de los participantes), lo que resulta un voto muy exiguo a favor de la adopción de las normas. Enfatizaron que este margen tan pequeño de votos favorables mostraba de manera clara que el asunto de las hormonas, ha sido, y continúa siendo, un asunto muy controvertido tanto desde el punto de vista científico como en cuanto a las políticas regulatorias. Señalaron también que la manera en que se decidió no fue la usual. A propuesta de los Estados Unidos

se votó de manera secreta cuando la práctica habitual establecida en el Codex era hacerlo por consenso cuando se trataba de límites máximos de residuos (Organización Mundial del Comercio (b), 1997).

El 16 de enero de 1998, el Órgano de Apelación emitió su reporte (Organización Mundial de Comercio, 1998). El 13 de febrero de ese mismo año los Reportes de los Grupos Especiales y del Órgano de Apelaciones sobre la prohibición europea de las hormonas fueron adoptados por el Órgano de Solución de Diferencias de la OMC.

A continuación se listan las principales Constataciones y conclusiones del Órgano de Apelación, que en lo general ratifican los resultados presentados por el Grupo Especial.

XIV: Por los motivos expuestos en las secciones precedentes del presente Informe, el Órgano de Apelación:

- a. revoca la resolución general de interpretación formulada por el Grupo Especial en el sentido de que el *Acuerdo MSF* atribuye la carga de la prueba al Miembro que impone una medida sanitaria o fitosanitaria, y también revoca la conclusión del Grupo Especial de que cuando un Miembro impone una medida que no esté basada en normas internacionales, de conformidad con el párrafo 1 del artículo 3, corresponde a ese Miembro la carga de demostrar que esa medida sanitaria o fitosanitaria es compatible con el párrafo 3 del artículo 3 del *Acuerdo MSF*;
- b. llega a la conclusión de que el Grupo Especial aplicó la norma de examen apropiada con arreglo al *Acuerdo MSF*;
- c. confirma las conclusiones del Grupo Especial de que el principio de cautela no puede prevalecer sobre el texto explícito de los párrafos 1 y 2⁹ del artículo 5, y que dicho principio ha sido incorporado al párrafo 7 del artículo 5 del *Acuerdo MSF*¹⁰, entre otras disposiciones;

⁹ Párrafos 1 y 2 Artículo 5: Al evaluar los riesgos, los Miembros tendrán en cuenta: los testimonios científicos existentes; los procesos y métodos de producción pertinentes; los métodos pertinentes de inspección, muestreo y prueba; la prevalencia de enfermedades o plagas concretas; la existencia de zonas libres de plagas o enfermedades; las condiciones ecológicas y ambientales pertinentes; y los regímenes de cuarentena y otros.

¹⁰ Párrafo 7 Artículo 5: Cuando los testimonios científicos pertinentes sean insuficientes, un Miembro podrá adoptar provisionalmente medidas sanitarias o fitosanitarias sobre la base de la información pertinente de que disponga, con inclusión de la procedente de las organizaciones internacionales competentes y de las medidas sanitarias o fitosanitarias que

- d. confirma la conclusión del Grupo Especial de que el *Acuerdo MSF*, y en particular los párrafos 1 y 5 del artículo 5 de dicho Acuerdo, se aplica a las medidas que fueron adoptadas antes de la entrada en vigor del Acuerdo sobre la OMC, pero que permanecen en vigor después de esa fecha;
- e. llega a la conclusión de que el Grupo Especial, aunque en algunas ocasiones ha interpretado incorrectamente parte de los testimonios que tuvo ante sí, cumplió la obligación que le incumbe en virtud del artículo 11 del Entendimiento para la Solución de Diferencias (ESD) de efectuar una evaluación objetiva de los hechos;
- f. llega a la conclusión de que los procedimientos seguidos por el Grupo Especial en ambas actuaciones -en la selección de los expertos y la utilización de su concurso, en la concesión de derechos adicionales de terceros a los Estados Unidos y al Canadá y en la formulación de constataciones sobre la base de argumentos no aducidos por las partes- son compatibles con el ESD y el *Acuerdo MSF*;
- g. revoca la conclusión del Grupo Especial de que los términos "basarán ... en" y "basar en", tal como se utilizan en los párrafos 1 y 3 del artículo 3, tienen el mismo significado que la expresión "estén en conformidad con" tal como se utiliza en el párrafo 2 del artículo 3 del *Acuerdo MSF*¹¹;
- h. modifica la interpretación del Grupo Especial de la relación entre los párrafos 1, 2 y 3 del artículo 3 del *Acuerdo MSF*, y revoca la conclusión del Grupo Especial de que las Comunidades Europeas, al mantener, sin la justificación prevista en el párrafo 3 del artículo 3, medidas sanitarias y fitosanitarias que no están basadas en normas internacionales existentes, procedieron en forma incompatible con el párrafo 1 del artículo 3 del *Acuerdo MSF*;

apliquen otras partes contratantes. En tales circunstancias, los Miembros tratarán de obtener la información adicional necesaria para una evaluación más objetiva del riesgo y revisarán en consecuencia la medida sanitaria o fitosanitaria en un plazo razonable.

¹¹ Párrafo 2 Artículo 3: Se considerará que las medidas sanitarias o fitosanitarias que estén en conformidad con normas, directrices o recomendaciones internacionales son necesarias para proteger la salud y la vida de las personas y de los animales o para preservar los vegetales y se presumirá que son compatibles con las disposiciones pertinentes del presente Acuerdo y del GATT de 1994.

- i. confirma la constatación del Grupo Especial de que una medida, para ser compatible con las prescripciones del párrafo 3 del artículo 3, debe cumplir, entre otras cosas, las prescripciones contenidas en el artículo 5 del *Acuerdo MSF*;
- j. modifica la interpretación del Grupo Especial del concepto "evaluación del riesgo" declarando que ni los párrafos 1 y 2 del artículo 5 ni el anexo A.4 del *Acuerdo MSF* exigen una evaluación del riesgo para establecer una magnitud mínima cuantificable de riesgo, y que dichas disposiciones tampoco excluyen *a priori* del alcance de una evaluación del riesgo factores que no sean susceptibles de un análisis cuantitativo mediante métodos de laboratorio empíricos o experimentales, que se asocian normalmente con las ciencias físicas;
- k. revoca la constatación del Grupo Especial de que los términos "se basen en", tal como se utilizan en el párrafo 1 del artículo 5 del *Acuerdo MSF*, entrañan un "requisito mínimo de procedimiento", en el sentido de que el Miembro que establece una medida sanitaria o fitosanitaria ha de presentar pruebas de que tuvo en cuenta efectivamente una evaluación del riesgo cuando estableció o mantuvo la medida;
- l. confirma la constatación del Grupo Especial de que las medidas de las CE en cuestión son incompatibles con las prescripciones del párrafo 1 del artículo 5 del *Acuerdo MSF*, pero modifica la interpretación del Grupo Especial declarando que el párrafo 1 del artículo 5, leído conjuntamente con el párrafo 2 del artículo 2¹², prescribe que los resultados de la evaluación del riesgo deben justificar en forma suficiente la medida sanitaria o fitosanitaria cuestionada;
- m. revoca las constataciones y conclusiones del Grupo Especial con respecto al párrafo 5 del artículo 5 del *Acuerdo MSF*; y

¹² Párrafo 2 Artículo 2: Los Miembros se asegurarán de que cualquier medida sanitaria o fitosanitaria sólo se aplique en cuanto sea necesaria para proteger la salud y la vida de las personas y de los animales o para preservar los vegetales, de que esté basada en principios científicos y de que no se mantenga sin testimonios científicos suficientes, a reserva de lo dispuesto en el párrafo 7 del artículo 5.

- n. llega a la conclusión de que el Grupo Especial ejerció la economía procesal adecuada al no formular constataciones con respecto a los párrafos 2 del artículo 2 y 6 del artículo 5 del *Acuerdo MSF*¹³.

Las constataciones y conclusiones jurídicas precedentes confirman, modifican y revocan las constataciones y conclusiones del Grupo Especial contenidas en las Partes VIII y IX de sus Informes, pero dejan intactas las constataciones y conclusiones del Grupo Especial que no fueron objeto de la presente apelación.

El Órgano de Apelación *recomienda* que el Órgano de Solución de Diferencias (OSD) pida a las Comunidades Europeas que pongan las medidas sanitarias y fitosanitarias que en el presente Informe y en los Informes del Grupo Especial modificados por este Informe se declaran incompatibles con el *Acuerdo MSF* en conformidad con las obligaciones que corresponden a las Comunidades Europeas en virtud de ese Acuerdo.

Las Comunidades Europeas manifestaron que implementarían estos acuerdos lo más pronto posible. Mientras tanto continuaron revisando la información científica disponible sobre los posibles riesgos para la salud humana de los residuos hormonales en la carne, para hacer frente a las observaciones de la OMC, en especial las del Órgano de Apelación, en el sentido de que el material científico usado por la UE fue muy general, y en particular no evaluaba los riesgos potenciales que provendrían del consumo de carne con residuos de las hormonas en debate.

En 1999, El Comité Científico de las Medidas Veterinarias relacionadas con la Salud Pública concluyó que el estradiol-17 β debería ser considerado carcinógeno y que los datos actualmente disponibles no permiten hacer una estimación cuantitativa del riesgo. Para las otras cinco hormonas determinó que la información disponible a la fecha no permitía tampoco llevar a cabo una evaluación cuantitativa del riesgo para los consumidores.

¹³ Sin perjuicio de lo dispuesto en el párrafo 2 del artículo 3, cuando se establezcan o mantengan medidas sanitarias o fitosanitarias para lograr el nivel adecuado de protección sanitaria o fitosanitaria, los Miembros se asegurarán de que tales medidas no entrañen un grado de restricción del comercio mayor del requerido para lograr su nivel adecuado de protección sanitaria o fitosanitaria, teniendo en cuenta su viabilidad técnica y económica.

La Comisión Europea tomando como base lo anterior propuso la modificación de la Directiva 96/22/EC relativa a la prohibición del uso de ciertas sustancias con acción hormonal. La nueva Directiva 2003/74/EC entró en vigor el 14 de octubre de 2003 e incluyó la lista siguiente de sustancias prohibidas para ser administradas a animales de explotación y a animales de acuicultura por cualquier medio: Lista A: tireostáticos, estilbenos, derivados de los estilbenos, sus sales y ésteres; Lista B: estradiol-17 β o sus derivados de tipo éster, y β - agonistas. Lista de sustancias prohibidas con carácter provisional: Sustancias que tengan un efecto estrogénico (salvo el -estradiol-17 β y sus derivados de tipo éster), androgénico o gestágeno.

Una vez que esta Directiva entró en efecto, la UE solicitó a la OMC que confirme que no hay razón para que los Estados y Canadá sigan aplicando sanciones a los países europeos que les exportan, ya que la nueva prohibición sobre el uso de las hormonas está basada en una evaluación del riesgo científica e independiente conducida durante 1999-2002 y por lo tanto las sanciones norteamericanas y canadienses son ilegales.

Las sanciones consisten en un incremento de las tarifas de una lista seleccionada de productos europeos que ingresan a Estados Unidos y Canadá. En el primer caso la sanción asciende a 116.8 millones de dólares y en el caso canadiense, a 11.3 millones de dólares de Canadá.

LAS BUENAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS (BPA) Y DE MANUFACTURA (BPM)

Con el fin de minimizar la presencia de peligros que puedan contaminar y menoscabar la inocuidad de los alimentos, es necesario establecer prácticas conocidas como buenas prácticas tanto agrícolas como de manufactura. Estas buenas prácticas sientan las bases para la instalación posterior de un sistema de control de los procesos productivos, como el Sistema de Análisis de Peligros y Puntos Críticos de Control (HACCP, por sus siglas en inglés), que prevenga la contaminación del producto.

La minimización de peligros involucra un enfoque de proceso y no sólo de pruebas del producto final. Es un enfoque integral que abarca toda la cadena del producto: desde la unidad de producción agropecuaria hasta la mesa del consumidor. Desde el bote o barco de pesca hasta la mesa del consumidor.

Según FAO (2004b) las Buenas prácticas agrícolas, comprenden prácticas orientadas a la mejora de los métodos convencionales de producción y manejo en el campo, haciendo hincapié en la prevención y control de los peligros para la inocuidad del producto y reduciendo, a la vez, las repercusiones

negativas de las prácticas de producción sobre el medio ambiente, la fauna, la flora y la salud de los trabajadores.

y las Buenas prácticas de manufactura o fabricación, comprenden prácticas destinadas a prevenir y controlar los peligros para la inocuidad del producto, asociados a las fases relacionadas con la poscosecha del mismo, considerando un mínimo impacto de esas prácticas sobre el medio ambiente, la fauna, la flora y la salud de los trabajadores.

Estas buenas prácticas son promovidas por muchos gobiernos, comerciantes, exportadores, productores, el mundo académico y otros actores en el sector agrícola en todo el mundo. El enfoque de la FAO es que estas prácticas sean voluntarias y no se establezcan nuevas normas y códigos internacionales, pero si deben ser coherentes con las regulaciones internacionales existentes.

Según la Comisión Nacional de Buenas Prácticas Agrícolas de Chile del Ministerio de Agricultura (www.buenas practicas.cl) las BPA,

son las acciones involucradas en la producción, procesamiento y transporte de productos de origen agropecuario, orientadas a asegurar la inocuidad del producto, la protección al medio ambiente y al personal que labora en la explotación. En el caso de los productos pecuarios involucra también, el bienestar animal. “Hacer las cosas bien y dar garantía de ello.

Las BPA se constituyen en un componente de competitividad, que permite al productor rural diferenciar su producto de los demás oferentes, con todas las implicancias económicas que ello hoy supone (mayor calidad, acceso a nuevos mercados y consolidación de los mercados actuales, reducción de costos, etc.).

Los principios generales sobre los que debe basarse la elaboración de los manuales y protocolos de buenas prácticas en general, están contenidos en el texto básico del Codex Alimentarius (1969) titulado *Higiene de los alimentos*.

El Texto básico contiene tres apartados: el Código Internacional Recomendado de Prácticas- Principios Generales para las Prácticas de Higiene de los Alimentos (CAC/RCP-1, 1969, Rev. 3, 1997, enmendado en 1999); el del Sistema de Análisis de Peligros y Puntos Críticos de Control (HACCP, por sus siglas en inglés) y Directrices para su Aplicación; y el de Principios para el Establecimiento y la Aplicación de Criterios Microbiológicos para los Alimentos (CAC/GL-21, 1997).

El Código Internacional Recomendado está compuesto por 10 secciones que son las que se encuentran en todos los manuales de buenas prácticas agrícolas y de manufactura que se han elaborado a partir de él.

Las Secciones son las siguientes.

I. Objetivos. En esta Sección se establecen las funciones de los principios generales del Codex Alimentarius sobre higiene de los alimentos: identifican los principios esenciales de higiene de los alimentos aplicables a lo largo de toda la cadena alimentaria (desde la producción primaria hasta el consumidor final), a fin de lograr el objetivo de que los alimentos sean inocuos y aptos para el consumo humano; asimismo

recomiendan la aplicación de criterios basados en el sistema de HACCP para elevar el grado de inocuidad alimentaria.

II. Ámbito de aplicación, utilización y definiciones. Se especifica que el ámbito de aplicación es la cadena alimentaria desde la producción primaria hasta el consumidor final, estableciendo las condiciones de higiene necesarias para la producción de alimentos inocuos y aptos para el consumo.

III. Producción primaria. Con respecto a la producción primaria se señala que ésta debe realizarse de tal manera que se asegure la inocuidad e idoneidad de los alimentos para el consumo. Se recomienda adoptar para tal fin las prácticas generales siguientes, que han sido la base para la elaboración de BPA específicas para países y productos:

- Evitar el uso de zonas donde el medio ambiente represente una amenaza para la inocuidad de los alimentos;

- Controlar los contaminantes, las plagas y las enfermedades de animales y plantas, de manera que no representen una amenaza para la inocuidad de los alimentos;
- Adoptar prácticas y medidas que permitan asegurar la producción de alimentos en condiciones de higiene apropiadas.

Lo anterior con la finalidad de reducir la probabilidad de que se origine un peligro que pueda menoscabar la inocuidad de los alimentos o su aptitud para el consumo en etapas posteriores de la cadena alimentaria.

IV. Proyecto y construcción de las instalaciones. Es necesario prestar atención a unas buenas condiciones de higiene en el proyecto y la construcción, el emplazamiento apropiado y la existencia de instalaciones adecuadas que permitan hacer frente a los peligros con eficacia a fin de minimizarlos.

V. Control de operaciones. En esta sección se incluye el control de riesgos alimentarios, control del tiempo y la temperatura, control de los requisitos relativos a las materias primas entre otros.

VI. Instalaciones: mantenimiento y saneamiento. Se refiere al establecimiento de sistemas eficaces que aseguren un mantenimiento y limpieza adecuados para controlar las plagas, manejar los desechos y vigilar la eficacia de los procedimientos.

VII. Instalaciones higiene personal. Esta sección se refiere a las medidas de higiene y de conducta (no fumar, escupir, estornudar, o toser sobre el producto manipulado, etc.) que debe adoptar el personal que entra en contacto directo e indirecto con los alimentos, a fin de minimizar los peligros de contaminación de éstos.

VIII. Transporte. Se establecen los requisitos mínimos necesarios para que el transporte no contamine los alimentos que traslada.

IX. Información sobre los productos y sensibilización de los consumidores. Una información insuficiente sobre los productos puede conducir a una manipulación inapropiada de éstos y derivar en

enfermedades para el consumidor o el alimento puede dejar de ser apto para el consumo independientemente de que se hayan adoptado buenas prácticas de higiene en los eslabones anteriores de la cadena. Algunos temas principales son: identificación de los lotes de producto; información sobre el producto; etiquetado; e información a los consumidores.

X. *Capacitación*. Como objetivo se asienta que todas las personas en contacto directo o indirecto con los alimentos deberán recibir capacitación, y/o instrucción a un nivel apropiado para las operaciones que hayan de realizar.

Con base en este Código Internacional Recomendado, el *Comité de Higiene de los Alimentos* de Codex Alimentarius elaboró el *Código de Prácticas de Higiene para las Frutas y Hortalizas Frescas* (CAC/RCP 53 - 2003) aprobado en 2003. Este Código incluye recomendaciones más específicas sobre buenas prácticas agrícolas y de manufactura que las contenidas en el Código Internacional. Incluye dos Anexos, el I Sobre frutas y hortalizas frescas precortadas listas para el consumo; y el II sobre Producción de semillas germinadas.

Fue el primer Código elaborado en ámbito mundial. Las discusiones y reuniones de los grupos redactores de este Código empezaron en 1998. El grupo redactor tuvo como responsable a Canadá y participaron Argentina, Chile, Dinamarca, Guatemala, Honduras, India, Japón, Reino Unido, Estados Unidos, y México. La delegación francesa fue la responsable de la parte relativa a precortados con la asistencia de México, Canadá, Estados Unidos, Uruguay, Países Bajos. La delegación norteamericana fue la responsable del anexo sobre germinados.

A partir de este nuevo Código se habrían de preparar códigos para frutas y hortalizas frescas que enfrentaran peligros específicos.

Según se declara en el apartado de los Objetivos, el Código,

aborda las BPA y las BPF que ayudarán a controlar los peligros microbianos, químicos y físicos asociados con todas las etapas de la producción de frutas y hortalizas frescas, desde la producción primaria hasta el envasado. En él se dedica particular atención a reducir al mínimo los peligros microbianos y sólo aborda los otros peligros en la medida que se relacionan con las buenas prácticas. El Código ofrece un marco general de recomendaciones que

permite su adopción uniforme por este sector, en lugar de ofrecer recomendaciones detalladas sobre prácticas, operaciones o productos agrícolas específicos.

El Código se ajusta al formato del Código Internacional Recomendado de Prácticas - Principios Generales de Higiene de los Alimentos - CAC/RCP 1-1969, Rev. 3 (1997) descrito arriba, y debe utilizarse en conjunto con los Principios Generales de Higiene de los Alimentos. El Código contiene las mismas secciones que el Código Internacional sólo que trata los temas con más detalles.

A raíz de los brotes recientes de *E. coli* en espinacas y lechugas en los Estados Unidos, este Código de Prácticas de Higiene va a ser revisado. En la 38ª reunión del Comité del Codex sobre Higiene de los Alimentos (CCFH) se solicitó a la FAO y la OMS que proporcionaran asesoramiento científico (párrs. 224 -231, ALINORM 07/30/13) para apoyar la elaboración de anexos sobre productos específicos del “Código de Prácticas de Higiene para las Frutas y Hortalizas Frescas” (CAC/RCP 53-2003) del Codex Alimentarius. El Comité estableció un mandato como orientación sobre el tipo de asesoramiento científico necesario (ALINORM 07/30/13, Apéndice VI).

En un comunicado (CL 2007/12-FH) con fecha mayo de 2007, de la Secretaría del Codex a los puntos de contacto, solicita información sobre cinco temas específicos a fin de recabar datos que permitan la revisión de dicho Código y la elaboración de manuales para frutas y hortalizas específicas. Algunas de las preguntas que los países deben contestar son las siguientes:

- ¿Ha habido algún brote de enfermedades de transmisión alimentaria relacionadas con las frutas y hortalizas frescas en los últimos 10 años?
- ¿Posee alguna información sobre la relación entre los siguientes factores y su efecto sobre la contaminación de los productos frescos con microorganismos patógenos?
 - ganado o animales silvestres y su proximidad a zonas agrícolas
 - el medio local (por ejemplo, proximidad a zonas urbanas, industria, explotaciones
 - ganaderas intensivas, etc.)
 - fertilizantes derivados de desechos humanos o animales. Si se utilizan, ¿existen directrices o controles específicos relativos a su utilización?

- fuentes de agua de riego. ¿Se ofrece orientación sobre la utilización de agua salubre con fines de riego?

- ¿Hay algún programa que garantice la higiene de los trabajadores de los sectores agrícola y alimentario? ¿Existen programas de capacitación para las personas que participan en la manipulación de productos frescos?

- ¿Se ha adoptado y se aplica en su país el “Código de Prácticas de Higiene para las Frutas y Hortalizas Frescas” del Codex?

- ¿Qué volumen de de frutas y hortalizas frescas produce su país? ¿Qué proporción de la producción se exporta? En relación con los productos exportados, ¿ha sufrido su país dificultades por la contaminación de productos con microbios patógenos?

- ¿Se han llevado a cabo en su país evaluaciones de riesgos o perfiles de riesgos relativos a la presencia de patógenos en las frutas y hortalizas frescas?

Cada país en particular ha elaborado manuales de buenas prácticas tanto generales como por cultivo o producto agropecuario. En el caso de México, la certificación de buenas prácticas es competencia de SENASICA; para tal fin, expidió en 2002 los *Lineamientos para la Certificación de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los Procesos de Producción de Frutas y Hortalizas para Consumo Humano en Fresco* (SAGARPA/SENASICA, 2002).

Los Lineamientos incluyen una descripción de las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y Buenas Prácticas de Manejo (BPM) que deben aplicarse en las Unidades de Producción y Unidades de Empaque; si se desea ser acreedor al reconocimiento de cumplimiento correspondiente por parte del SENASICA.

CONSECUENCIAS NEGATIVAS DE LA AUSENCIA DE UN PROGRAMA DE BUENAS PRÁCTICAS O DE SU INCUMPLIMIENTO

Es importante resaltar que algunos de los brotes recientes de enfermedades transmitidas por alimentos contaminados, como lo fue el caso de las espinacas en los Estados Unidos en 2006, se originan en el incumplimiento de las Buenas Prácticas Agrícolas y de Manufactura, resultando en pérdidas económicas para los productores, consumidores y para la sociedad en general.

Un primer problema se refiere a los aspectos legales y judiciales. En el caso de un brote cuyo origen pudiera ser trazado a los productores, procesadores, distribuidores, etc., estos pueden ser sujetos de cargos criminales como ocurrió en principio en el caso de la contaminación de espinacas con *E. coli* O157:H7 en Estados Unidos en septiembre del año pasado. En octubre de 2006, la Oficina del Fiscal de los Estados Unidos del Distrito Norte de California anunció que agentes del FBI y de la Oficina de Investigaciones Criminales de FDA ejecutaron dos órdenes de cateo en dos empresas relacionadas con el brote. Si bien las empresas no estaban acusadas de haber contaminado intencionalmente las hortalizas si podrían ser responsables de negligencia y de no aplicar buenas prácticas. El Fiscal a cargo declaró que “estaban investigando acusaciones en el sentido de que algunos productores y distribuidores de espinacas no habían tomado todas las medidas necesarias o los pasos apropiados para asegurar que las espinacas fueran inocuas antes de salir al comercio interestatal” (US Department of Justice, 2006). Al final de la investigación a nadie se le hicieron cargos.

El Servicio de Investigación Económica (ERS, por sus siglas en inglés) del USDA (2000) calculó el costo de las enfermedades transmisibles por los alimentos debidas a cinco bacterias: *Campylobacter*, *Salmonella* (no tifoidal), *E. coli* O157, *E. coli* no-O157 STEC, y *Listeria monocytogenes*. El costo total estimado fue de 6, 900 millones de dólares por año. Se incluyen gastos médicos, pérdidas de productividad y los costos de las muertes prematuras.

Sólo los productores de espinacas perdieron aproximadamente 35 millones de dólares en el otoño de 2006 cuando ocurrieron los brotes de *E. coli* O157:H7 (NFAPP, 2007). Las pérdidas totales de la industria se estiman en 100 millones de dólares.

Las exportaciones norteamericanas de carnes cayeron 15% (de 12, 200 millones de dólares en 2003 a 10,400 en 2004) como resultado de las restricciones impuestas por los países compradores debido a la presencia de la encefalitis bovina espongiforme y la influenza aviar en los Estados Unidos(USDA, 2006).

Las pérdidas económicas para los agricultores por el brote de hepatitis A en Estados Unidos en 2003 atribuido al consumo de cebollines importados de México, se calculó en alrededor de 10.5 millones de dólares. Aparte de otros impactos negativos no contabilizados de pérdidas de empleo en las regiones productoras y de superficies de cebollín no cosechadas. (Calvin, *et al.* 2004).

El caso de las “vacas locas” es el más ilustrativo al respecto ya que impactó de manera importante diferentes aspectos de la industria de la carne principalmente de bovino.

Según David Byrne (2001), ex Comisionado Europeo para la Salud y la Protección del Consumidor, el daño causado por la aparición de esta encefalitis bovina ha sido enorme: más de 180, 000 casos de encefalitis; más de cinco millones de ganado sacrificado; alrededor de 6, 000 millones de dólares de pérdidas económicas; la caída en el consumo de carne de res; el daño a la imagen del sector pecuario europeo y a la confianza en la inocuidad de sus productos; el daño a la credibilidad de las autoridades y de la comunidad científica debido a los errores cometidos en el manejo de la crisis lo cual tuvo repercusiones en muchas otras áreas; el costo humano, la confirmación de más de 105 casos de personas muertas infectadas con la variante Creutzfeldt-Jakob.

Byrne (2000) afirma también que la confianza del consumidor, especialmente en cuestiones como la inocuidad, es muy frágil; una vez que se daña es muy difícil y caro recuperarla. Para los consumidores la inocuidad es el ingrediente más importante de su comida, viene antes de todas las otras consideraciones, precio, calidad o presentación.

De acuerdo con el reporte del Food Marketing Institute’s “U.S. Grocery Shopper Trends, 2007”, el número de consumidores “completamente seguros” o “algo seguros” de la inocuidad de los alimentos vendidos en los supermercados, disminuyó de 82% en 2006 a 66% en 2007, la cifra más baja desde 1989. El 71% de los encuestados manifestó que dejaron de comprar espinacas después del brote de E. coli en septiembre de 2006 (citado en Odabashian, 2007).

La aparición de esta zoonosis transformó la manera de producir y consumir carne de res en el mundo. Se instalaron prácticas de alimentación acordes con el nuevo escenario de crisis. Desde agosto de 1994 está prohibido en la Comunidad Europea el uso de proteína derivada de mamíferos como alimento de

rumiantes. Desde 1997, todos los subproductos de carne de mamífero que sean procesados como harina de carne y hueso para alimentación de animales que se integran a la cadena alimenticia humana, deberán ser cocinados a presión.

Esta prohibición tiene consecuencias económicas y ambientales importantes. Los ganaderos perderán alrededor de 1,500 millones de euros anuales al no poder comercializar sus subproductos animales. El reemplazo de estos ingredientes en la dieta animal les costará alrededor de 700 millones de euros al año. Las importaciones de granos para sustituir la proteína animal utilizada en la alimentación de los rumiantes, se elevarán y posiblemente incluirán soya transgénica.

Como resultado de esta prohibición, alrededor de 16 millones de toneladas anuales de subproductos animales tendrán que ser destruidas e independientemente del medio utilizado, rellenos sanitarios o incineración, tendrá consecuencias negativas ambientales.

En los Estados Unidos esta restricción entró en vigor en 1997, cuando FDA prohibió el uso de la proteína proveniente de la mayor parte de los mamíferos, por ser el vehículo principal de transmisión de la encefalopatía, en la fabricación de alimento para los bovinos y otros rumiantes.

En México la NOM-061-ZOO-1999 (DOF, 2000), en su Artículo 6.2 establece la prohibición de incluir harinas de carne y hueso de origen rumiante en la formulación de productos alimenticios terminados destinados a la alimentación de rumiantes.

En relación con el consumo, se han establecido diferentes regulaciones respecto a qué tipo de animales y qué partes de él no pueden integrarse a la cadena alimenticia de los humanos así como limitaciones en los métodos de matanza o sacrificio y de recuperación de carne. Estas medidas son necesarias ya que la molécula de proteína infectada exhibe una resistencia muy elevada a los agentes físicos, a radiaciones y calor, y químicos, a formaldehído y glutaraldehído, entre otros. Una vez presente en la carne, no es posible eliminar dicha proteína.

El Diario Oficial de las Comunidades Europeas (2000) publicó en junio de 2000 la Decisión 2000/418/CE por la que se reglamenta el uso de los materiales de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles. Los materiales de riesgo especificado (Anexo 1) que se excluyen del consumo humano y animal, y de la fabricación de fertilizantes, y de sus materias primas o productos intermedios, son:

- i) el cráneo, incluidos el encéfalo y los ojos, las amígdalas, la médula espinal y el íleon de los bovinos de más de doce meses de edad;
 - ii) el cráneo, incluidos el encéfalo y los ojos, las amígdalas y la médula espinal de los ovinos y caprinos de más de doce meses de edad o en cuya encía haya hecho erupción un incisivo definitivo, así como el bazo de los ovinos y caprinos de todas las edades.
- b) Además del material especificado de riesgo citado en la letra a), en el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte y en Portugal, salvo en la región autónoma de las Azores, se considerarán también materiales especificados de riesgo los tejidos siguientes:
- i) toda la cabeza, excluida la lengua pero incluidos el encéfalo, los ojos, los ganglios del trigémino y las amígdalas; el timo; el bazo; los intestinos, desde el duodeno hasta el recto; y la médula espinal de los bovinos de más de seis meses de edad;
 - ii) la columna vertebral, incluidos los ganglios de la raíz posterior, de los bovinos de más de treinta meses de edad.

Con relación a la carne obtenida por métodos de separación mecánica, el Artículo 4 establecía que “Los Estados miembros velarán por que los huesos de la cabeza y las columnas vertebrales de bovinos, ovinos y caprinos no se utilicen en la producción de carne separada mecánicamente después del 1 de octubre de 2000”.

Relativo a las técnicas de sacrificio, el Artículo 5 sentenciaba que “Los Estados miembros se encargarán de que la laceración, previo aturdimiento, de tejido nervioso central mediante la introducción de un instrumento en forma de vara alargada en la cavidad craneal no se utilice en su territorio después del

31 de diciembre de 2000 con animales de las especies bovina, ovina ni caprina cuya carne se destine al consumo humano o animal”.

En dicha Decisión se demandaba en el Artículo 6, el requerimiento para las importaciones de carne bovina, ovina o caprina que ingresaran a la Comunidad Europea después del 31 de marzo de 2001, de una declaración firmada por la autoridad competente del país de producción, en los términos siguientes:

El presente producto de origen animal no contiene materiales especificados de riesgo, tal como se definen en la letra a) del punto 1 del anexo I de la Decisión...de la Comisión, producidos después del 31 de marzo de 2001, ni carne separada mecánicamente de los huesos de la cabeza ni de la columna vertebral de animales de las especies bovina, ovina o caprina, producida después del 31 de marzo de 2001, y el producto no se ha obtenido a partir de dichos materiales ni carne. Los animales no han sido sacrificados después del 31 de marzo de 2001, previo aturrido, por inyección de gas en la cavidad craneal ni matados instantáneamente por el mismo método, ni sacrificados tras laceración, previo aturrido, del tejido nervioso central mediante la introducción de un instrumento en forma de vara alargada en la cavidad craneal.

Otra consecuencia relevante de la presencia de las vacas locas fue la introducción de un sistema de pasaportes para el ganado vacuno y mejoramiento de un sistema computarizado para la identificación y el monitoreo de los animales.

En el caso de los Estados Unidos, el USDA/FSIS (2004) publicaron en el Federal Register tres regulaciones provisionales que entraron en vigor el 12 de enero de 2004: una prohibiendo el uso de material de riesgo especificado para consumo humano y disposición de ganado incapacitado no ambulatorio (Docket No. 03–025IF); otra, relativa a la carne recuperada y separada mecánicamente (Docket No. 03–038IF), y la tercera relativa a la prohibición de ciertos instrumentos de adormecimiento usados para la inmovilización del ganado durante el sacrificio(Docket No. 01–033IF).

El USDA declara como materiales de riesgo especificado, prohibiéndolos en la cadena alimentaria humana: cerebro, cráneo, ojos, ganglio trigémino, columna vertebral (excluyendo las vértebras de la cola, los procesos transversos de la vértebras lumbar y torácica y las alas del sacro), cordón espinal y ganglios dorsales espinales de bovinos de 30 meses de edad o mayores, así como las tonsilas (amígdalas) y el íleo distante del intestino delgado de animales de cualquier edad.

Además todo el ganado caído no ambulatorio debe ser desechado también del consumo humano.

Se prohíbe el uso de la carne mecánicamente separada como alimento humano. Con respecto a la recuperación avanzada de carne, aparte de no incluir el cordón espinal no debe llevar partes de los ganglios dorsales espinales ni haces de nervios conectados al cordón espinal a lo largo de la columna vertebral. Tampoco se permite la inclusión de la columna vertebral ni del cráneo en este tipo de carne si este material proviene de animales de 30 meses o más.

El USDA estableció que todos los rastros federales deben desarrollar, implementar y mantener procedimientos escritos para la remoción, segregación y disposición del material riesgoso así como los relativos a la separación y recuperación de carne. Estos procedimientos deben incorporarse en los planes HACCP o en los Procedimientos Estándar de Operación de Sanitización.

Las regulaciones prohibían también el aturdimiento por medio de inyección de aire o gas comprimido en la cavidad craneana del ganado que iba a ser sacrificado.

FDA/CFSAN (2004) publicó una regulación provisional que entró en vigor en julio de 2004 que añadía a las regulaciones del USDA/FSIS (2004), la exclusión del intestino delgado de todo tipo de ganado como alimento humano.

Otra de las medidas importantes tomadas por el USDA fue la implementación de un sistema verificable de identificación animal al igual que lo había hecho Europa.

EL MARCO INSTITUCIONAL INTERNACIONAL Y NACIONAL RELACIONADO CON LA INOCUIDAD ALIMENTARIA

Como se vio en el caso de las hormonas, los acuerdos más citados y utilizados en la disputa, fueron el *Acuerdo OTC*, el *Acuerdo MSF* sobre todo este último, y el Artículo XXb del GATT de 1947 que sienta las bases para la protección de la salud, humana, animal y vegetal que pudiera verse amenazada

por los flujos internacionales de comercio. EL GATT permitía a los países establecer condicionamientos para lograr dicha protección sin que se constituyeran en obstáculos artificiales al comercio. Tanto el *Acuerdo MSF* como el *OTC* tienen como fundamento este Artículo del GATT:

Artículo XXb: A reserva de que no se apliquen las medidas enumeradas a continuación en forma que constituya un medio de discriminación arbitrario o injustificable entre los países en que prevalezcan las mismas condiciones, o una restricción encubierta al comercio internacional, ninguna disposición del presente Acuerdo será interpretada en el sentido de impedir que toda parte contratante adopte o aplique las medidas:

b) necesarias para proteger la salud y la vida de las personas y de los animales o para preservar los vegetales;

El *Acuerdo MSF* entró en vigor junto con el Acuerdo por el que se establece la OMC el 1° de enero de 1995. Aplica a todas las medidas que los países establecen, principalmente de inocuidad y cuarentena animal y vegetal, para proteger la salud y la vida humana, animal y vegetal, medidas que pueden de manera directa o indirecta afectar el flujo internacional de productos o mercancías.

El *Acuerdo OTC* entró en vigor en enero de 1980. Su propósito es asegurar que los estándares técnicos y procedimientos para la evaluación de la conformidad de esos estándares y las regulaciones asociadas, no creen obstáculos innecesarios al comercio internacional. Aunque no fue desarrollado para atender asuntos de inocuidad, el Acuerdo cubre requerimientos técnicos que puedan derivarse de medidas de inocuidad y de la salud humana, animal y vegetal como los relativos a los residuos de pesticidas y etiquetado.

El alcance de los Acuerdos es diferente. El *Acuerdo MSF* cubre sólo las medidas cuya finalidad sea proteger la salud humana o animal de riesgos generados por alimentos contaminados o por enfermedades transmitidas por las plantas; y proteger los animales y plantas de las plagas y enfermedades sean o no requerimientos técnicos. El propósito de la medida indica si ésta es sujeto del *Acuerdo MSF*.

A fin de facilitar el comercio entre los países y evitar que este tipo de medidas se conviertan en barreras artificiales o proteccionistas al flujo de mercancías, ambos Acuerdos insisten en la armonización de los estándares. El párrafo 1 del Artículo 3 del *Acuerdo MSF* establece que:

Para armonizar en el mayor grado posible las medidas sanitarias y fitosanitarias, los Miembros basarán sus medidas sanitarias o fitosanitarias en normas, directrices o recomendaciones internacionales, cuando existan, salvo disposición en contrario en el presente Acuerdo y en particular en el párrafo 3.

El *Acuerdo OTC* asienta en su Artículo 2.6 que:

Con el fin de armonizar sus reglamentos técnicos en el mayor grado posible, los Miembros participarán plenamente, dentro de los límites de sus recursos, en la elaboración, por las instituciones internacionales competentes con actividades de normalización, de normas internacionales referentes a los productos para los que hayan adoptado, o prevean adoptar, reglamentos técnicos.

Por armonización el *Acuerdo MSF* entiende el “Establecimiento, reconocimiento y aplicación de medidas sanitarias y fitosanitarias comunes por diferentes Miembros” y las normas, directrices o recomendaciones internacionales en que se basarán se refieren:

- a) en materia de inocuidad de los alimentos, a las establecidas por la Comisión Conjunta FAO/Organización Mundial de la Salud del Codex Alimentarius sobre aditivos alimentarios, residuos de medicamentos veterinarios y plaguicidas, contaminantes, métodos de análisis y muestreo, y códigos y directrices sobre prácticas en materia de higiene;
- b) en materia de sanidad animal y zoonosis, a las elaboradas bajo los auspicios de la Oficina Internacional de Epizootias;
- c) en materia de preservación de los vegetales, a las elaboradas bajo los auspicios de la Secretaría de la Convención Internacional de Protección Fitosanitaria en colaboración con las organizaciones regionales que operan en el marco de dicha Convención Internacional; y
- d) en lo que se refiere a cuestiones no abarcadas por las organizaciones mencionadas *supra*, a las promulgadas por otras organizaciones internacionales competentes, en las que puedan participar todos los Miembros, identificadas por el Comité (Anexo A del *Acuerdo MSF*).

COMISIÓN DEL CODEX ALIMENTARIUS (CAC, por sus siglas en inglés)

El 11°. Período de sesiones de la Conferencia de la FAO ocurrida en 1961 y la 16^a. Asamblea Mundial de la Salud celebrada en 1963, aprobaron sendas resoluciones por las que se establecía el Programa

Conjunto FAO/OMS sobre Normas Alimentarias Comisión del Codex Alimentarius. Esta Comisión es un órgano intergubernamental que se reúne cada dos años para adoptar proyectos de normas preparados por más de 20 comités especializados.

Los dos órganos adoptaron también los Estatutos y el Reglamento de la CAC. En el Artículo 1 de los Estatutos se enuncian los fines, funciones y objetivos del Codex:

- a) proteger la salud de los consumidores y asegurar prácticas equitativas en el comercio de los alimentos;
- b) promover la coordinación de todos los trabajos sobre normas alimentarias emprendidos por las organizaciones internacionales gubernamentales y no gubernamentales;
- c) determinar el orden de prioridades, e iniciar y dirigir la preparación de proyectos de normas a través de las organizaciones apropiadas y con ayuda de éstas;
- d) finalizar las normas elaboradas a que se refiere el párrafo c) anterior y, después de su aceptación por los gobiernos, publicarlas en un Codex Alimentarius como normas regionales o mundiales, junto con las normas internacionales ya finalizadas por otros organismos, con arreglo al párrafo b) anterior, siempre que ello sea factible;
- e) modificar las normas publicadas, después del estudio oportuno, a la luz de las circunstancias.

Para la elaboración de los códigos y normas, el Codex dispone de Comités de Asuntos Generales u Horizontales (sus normas son relevantes para todos los Comités de Productos) y de Comités de Producto o Verticales, encargados de elaborar normas para determinados alimentos o grupos de alimentos.

Cada Comité es hospedado por un país FAO/OMS (Understanding the Codex Alimentarius, 2000).

En la tabla 1 se listan los Comités activos.

Tabla 1. Presidencias Actuales de los Órganos Auxiliares de Codex

Código	Órgano auxiliar (Activos)	Miembro Encargado
	Comités de Asuntos Generales (Horizontales)	
CX711	Comité sobre Aditivos Alimentarios	China
CX735	Comité sobre Contaminantes de los Alimentos	Países Bajos
CX712	Comité sobre Higiene de los Alimentos	Estados Unidos de América
CX714	Comité sobre Etiquetado de Alimentos	Canadá
CX715	Comité sobre Métodos de Análisis y Toma de Muestras	Hungría
CX716	Comité sobre Principios Generales	Francia
CX718	Comité sobre Residuos de Plaguicidas	China
CX720	Comité sobre Nutrición y Alimentos para Regímenes Especiales	Alemania
CX730	Comité sobre Residuos de Medicamentos Veterinarios en los Alimentos	Estados Unidos de América
CX733	Comité sobre Sistemas de Inspección y Certificación de Importaciones y Exportaciones de Alimentos	Australia
	Comités de Producto (Verticales)	
CX731	Comité sobre Frutas y Hortalizas Frescas	México
CX713	Comité sobre Frutas y Hortalizas Elaboradas	Estados Unidos de América
CX 703	Comité sobre la Leche y los Productos Lácteos	Nueva Zelanda
CX722	Comité sobre Pescado y Productos Pesqueros	Noruega
CX709	Comité sobre Grasas y Aceites	Reino Unido

Fuente: ALINORM 06/29/41. FAO/OMS, 2007. Apéndice XII.

Debido a la gran carga de trabajo del Comité del Codex sobre Aditivos Alimentarios y Contaminantes de los Alimentos, el Codex, en su 29º período de sesiones en 2006, aprobó su disolución y sustitución a partir de 2007 por dos nuevos Comités especializados: el Comité sobre Aditivos Alimentarios, y el Comité sobre Contaminantes de los Alimentos; el primero hospedado por China, y el segundo por los Países Bajos. China fue también designada para hospedar al Comité de Residuos de Pesticidas.

En la misma Sesión La Comisión del Codex acordó que se debía transferir al Comité sobre Higiene de los Alimentos (CCFH) la responsabilidad de examinar la irradiación de alimentos.

La Comisión del Codex se auxilia también de Comités Coordinadores FAO/OMS, a la fecha existen para Europa (CX 706), África (CX 707), América Latina y el Caribe (CX 725), Asia (CX 727), América del Norte y el Pacífico sudoccidental (CX 732), y el Cercano Oriente (CX 734).

Otros Órganos Auxiliares del Codex son los Grupos de Acción Intergubernamental Especial, la Comisión dispone a la fecha de tres:

- CX 802 Grupo de Acción Intergubernamental Especial sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos, hospedado por Japón. Restablecido por la Comisión del Codex en su 27º período de sesiones en 2004 para un nuevo mandato a 2009;
- CX 804 Mandato¹⁴ del grupo de acción intergubernamental especial sobre la resistencia a los antimicrobianos, hospedado por la República de Corea. Establecido por la Comisión del Codex en su 29º período de sesiones en 2006; y
- CX 805 Mandato del grupo de acción intergubernamental especial del Codex sobre la elaboración y manipulación de los alimentos congelados rápidamente, hospedado por Tailandia. Establecido por la Comisión del Codex en su 29º período de sesiones en 2006.

El Grupo de Acción Intergubernamental Especial sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos fue aprobado por primera vez en el 23º período de reuniones de la Comisión del Codex en 1999 para un mandato de cuatro años, con el objetivo de:

Elaborar normas, directrices o recomendaciones, según proceda, para los alimentos obtenidos por medios biotecnológicos o las características introducidas en ellos por tales medios, sobre la base de datos científicos y del análisis de riesgos y teniendo en cuenta, cuando corresponda, otros factores legítimos pertinentes en relación con la salud de los consumidores y el fomento de prácticas equitativas de comercio (ALINORM 99/37, Apéndice VI).

En 2001, en su 24^o período de sesiones, la Comisión del Codex adoptó dos anteproyectos presentados por este Grupo de Acción: *Anteproyecto de Principios para el Análisis de Riesgos de Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos Modernos* (CAC/GL 44-2003), y el *“Anteproyecto de Directrices para la Realización de la Evaluación de Inocuidad de los Alimentos Derivados de Plantas de ADN Recombinante”* (CAC/GL 45-2003).

Estos anteproyectos fueron adoptados como proyectos en el 26^o periodo de reuniones del Codex en 2003 junto con el de Directrices para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Microorganismos de ADN Recombinante (ALINORM 03/4, Párrafos 51 y 52).

En 2004 en el marco del 27^o período de sesiones, la Comisión convino en restablecer el Grupo de Acción Intergubernamental Especial sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos, en el entendimiento de que éste debía presentar su informe final en 2009 (ALINORM 04/27/41).

El objetivo del nuevo Grupo sería similar al anterior:

Elaborar normas, directrices o recomendaciones, según proceda, para los alimentos obtenidos por medios biotecnológicos o las características introducidas en los alimentos por esos medios, sobre la base de datos científicos y análisis de riesgos, y teniendo en cuenta, cuando proceda, otros factores legítimos pertinentes para la salud de los consumidores y el fomento

¹⁴ Establecer orientaciones sobre métodos y procesos de evaluación de riesgos y su aplicación a los antimicrobianos usados en la medicina humana y veterinaria en el marco de la FAO/OMS por conducto de la JEMRA, y en estrecha cooperación con la OIE, examinando ulteriormente las opciones de gestión de riesgos.

de prácticas leales en el comercio alimentario (ALINORM 04/27/4, Apéndice VIII).

En el Mandato dado al Grupo de Acción se establece que dicha elaboración debiera basarse en particular en los *Principios para el Análisis de Riesgos de Alimentos obtenidos por Medios Biotecnológicos Modernos*.

El nuevo Grupo de Acción está actualmente discutiendo tres documentos:

- *Anteproyecto de Directrices para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Animales de ADN Recombinante* (ALINORM 07/30/34, Appendix III). El Secretariado de Codex está solicitando comentarios a los puntos de contacto del Codex y a las instituciones internacionales interesadas sobre este documento.
- *Anteproyecto de Anexo a las Directrices para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Plantas de ADN Recombinante: Evaluación de la inocuidad de los alimentos obtenidos de plantas de ADN recombinante modificadas para obtener beneficios nutricionales y de salud, y*
- *Anteproyecto de Anexo a las Directrices para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Plantas de ADN Recombinante sobre la Presencia de Niveles Bajos de Material Vegetal de ADN Recombinante* (ALINORM 07/30/34, Apéndice IV).

Este último anteproyecto es una propuesta de la delegación de los Estados Unidos, el objetivo de este Anexo sería proporcionar orientación sobre la evaluación de la inocuidad de los alimentos obtenidos de plantas de ADN recombinante en los cuales dichas plantas ya se han autorizado en uno o más países con vistas a su comercialización con fines alimentarios basándose en una evaluación conforme a las *Directrices del Codex para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Plantas de ADN Recombinante* (CAC/GL 45-2003), pero presentes en bajos niveles, de manera involuntaria, en alimentos en los países donde las plantas de ADN recombinante no están autorizadas (FAO/OMS, 2006)

El Grupo de Acción acordó enviar la propuesta de Estados Unidos a la Reunión 30 de la Comisión del Codex a celebrarse en julio de 2007 para que pudiera ser aprobada como nuevo trabajo a desarrollar.

Como se aprecia, la labor de la Comisión del Codex Alimentarius es relevante tanto para el *Acuerdo MSF* (por ejemplo, los trabajos del Comité de Higiene de los Alimentos) como para el *Acuerdo OTC* (Comité de Etiquetado de los Alimentos).

Con respecto a la inocuidad los Comités más importantes son: el de Principios Generales, el de Higiene de los Alimentos, el de Residuos de Plaguicidas, el de Aditivos Alimentarios, el de Contaminantes de los Alimentos, el de Residuos de Medicamentos Veterinarios en los Alimentos, el Grupo de Acción Intergubernamental Especial del Codex sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos, y el de Resistencia a los antimicrobianos.

El Comité de Higiene de los Alimentos elaboró el Código de Prácticas de Higiene para las Frutas y Hortalizas Frescas (FAO/OMS, 2003), aprobado por la Comisión del Codex Alimentarius en 2003. México fue integrante del grupo responsable de la redacción de este Código y participó de manera activa en todos los trabajos que condujeron a su aprobación.

Las normas alimentarias y códigos de prácticas, así como otras directrices y recomendaciones adoptados por la Comisión forman el *Codex Alimentarius*: el código alimentario internacional. Éste comprende alrededor de 237 normas alimentarias para productos; 41 códigos de prácticas de higiene o tecnológicas; 185 plaguicidas evaluados; 3,274 límites para residuos de plaguicidas; 25 directrices para contaminantes; 1,005 aditivos alimentarios evaluados; y 54 medicamentos veterinarios evaluados.

A fin de dar una idea concreta de los trabajos que se abordan en la Comisión del Codex Alimentarius, en la Tabla 2 se listan los nuevos temas aprobados en 2006 como nuevos trabajos a desarrollar por los diferentes Comités y Grupos de Acción del Codex.

Tabla 2. Lista de normas y textos afines aprobada como nuevos trabajos por la Comisión del Codex Alimentarius en su 29º período de sesiones, julio de 2006.

Comité encargado	Normas y textos afines	Código de trabajo
Grupo de Acción Intergubernamental Especial del Codex sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos (TFFBT)	Anteproyecto de Directrices para la realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Animales de ADN Recombinante.	N01-2006
Grupo de Acción Intergubernamental Especial del Codex sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos (TFFB)	Anteproyecto de Anexo a las Directrices de Codex para la Realización de la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Animales de ADN Recombinante (CAC/GL 45-2003) con respecto a la Evaluación de la Inocuidad de los Alimentos Obtenidos de Plantas de ADN Recombinante Modificadas para Obtener Beneficios Nutricionales o de Salud.	N02-20
Comité de Codex sobre Aditivos Alimentarios (CCFA)	Directrices para la Utilización de Aromatizantes.	N03- 2006
Comité de Codex sobre Contaminantes en los Alimentos (CCCF)	Revisión del Preámbulo de la Norma General del Codex para Contaminantes y Toxinas Presentes en los Alimentos.	N04-2006
Comité de Codex sobre Contaminantes en los Alimentos (CCCF)	Código de Prácticas para la Prevención y Reducción de la Contaminación por Ocratoxina A en el vino.	N05-2006
Comité de Codex sobre Contaminantes en los Alimentos (CCCF)	Código de Prácticas para la Reducción de la Acrilamida en los Alimentos.	N06-2006
Comité de Codex sobre Contaminantes en los Alimentos (CCCF)	Código de Prácticas para la Reducción de la Contaminación de los Alimentos con HAP de los Procesos de Ahumado y Secado Directo.	N07- 2006
Comité de Codex sobre la Leche y Productos Lácteos (CCMMP)	Enmienda a la lista de aditivos de la Norma de Codex para las Natas (Cremas) y para las Natas Preparadas.	N08-2006
Comité de Codex sobre Residuos de Pesticidas (CCPR)	Lista de Prioridades de Plaguicidas (nuevos plaguicidas y plaguicidas sometidos a examen periódico).	En curso
Comité de Codex sobre Residuos de Pesticidas (CCPR)	Aplicación de los trabajos de revisión de la clasificación del Codex de los alimentos y piensos.	N09-2006
Comité de Codex sobre Residuos de Medicamentos Veterinarios en Alimentos (CCRVDF)	Lista de Prioridades de medicamentos veterinarios que necesitan una evaluación o reevaluación.	En curso
Comité de Codex sobre Etiquetado de los Alimentos (CCFL)	Anteproyecto de Enmienda a las Directrices para los Alimentos Producidos Orgánicamente (etileno).	N10-2006
Comité de Codex sobre Etiquetado de los Alimentos (CCFL)	Definición de Publicidad en relación con las declaraciones de propiedades saludables y nutricionales.	N11-2006
Comité de Codex sobre Métodos de Análisis y toma de Muestras (CCMAS)	Revisión de los <i>Principios para el establecimiento o la selección de directrices del Codex para el muestreo</i> , que figuran en el Manual de Procedimiento.	Procedimiento
Comité de Codex sobre Métodos de Análisis y toma de Muestras (CCMAS)	Revisión de la Terminología Analítica para uso del Codex, aprobada como nuevo trabajo por la Comisión en su 26º periodo de sesiones para trasladarla del Manual de Procedimiento a un Anteproyecto de Directrices sobre Terminología Analítica.	N12-2006

Fuente: ALINORM 06/29/41, Apéndice VIII.

LA ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL PARA LA ESTANDARIZACIÓN (ISO)

En los últimos años esta Organización ha venido trabajando también en el diseño de normas para la inocuidad y la rastreabilidad.

Es una organización internacional no gubernamental, establecida en 1947 compuesta por representantes de los organismos de normalización nacionales de 148 países (www.iso.org). Sus normas se conocen como normas ISO. Colabora con dos organizaciones más especializadas de estandarización: la Comisión Electrotécnica Internacional (IEC, por sus siglas en inglés), y la Unión Internacional de Telecomunicaciones (ITU), organismo de las Naciones Unidas. Estas tres entidades forman la Cooperación Mundial para la Estandarización (WSC) cuyo objetivo es la promoción de la estandarización internacional basada en el consenso.

En septiembre de 2005 se publicó LA ISO 22000:2005, *Food safety management systems – Requirements for any organization in the food chain*, y está en proceso la ISO 22518, *Traceability systems in the agricultural food chain – General principles for design and development*.

En junio de 2007, el Centro Internacional de Comercio (ITC, por sus siglas en inglés) e ISO publicaron *ISO 22000 Food Safety Management Systems – An easy-to-use checklist for small business – Are you ready?*.

Otros estándares en desarrollo en cooperación con el Comité Europeo para la Estandarización, se refieren a los métodos para la detección y cuantificación en los alimentos de organismos genéticamente modificados.

En el informe enviado a la reunión del Codex en 2004, ISO manifiesta apoyo pleno a la Comisión y su cooperación para evitar duplicación en los trabajos, y ofrece adoptar en sus propios documentos las conclusiones de CAC en todas las áreas referidas a los requerimientos de higiene de los alimentos (ISO, 2004).

EL SERVICIO NACIONAL DE SANIDAD, INOCUIDAD Y CALIDAD AGROPECUARIA Y ALIMENTARIA (SENASICA)

En México existen dos agencias principales que tienen a su cargo la inocuidad de los alimentos tanto frescos, como procesados: el SENASICA, en SAGARPA y la Comisión Federal para la Prevención de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) en la Secretaría de Salud.

El SENASICA, antes Comisión Nacional de Sanidad Agropecuaria CONASAG, fue creada en 1996 como órgano desconcentrado de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) como una respuesta al proceso de apertura comercial, con objeto de garantizar la comercialización de los productos sin riesgo fitozoosanitario y una mayor competitividad de los productos mexicanos en el mercado nacional en beneficio de los productores mexicanos (<http://web2.senasica.sagarpa.gob.mx/xportal/sen/qesen/Doc1/>).

A partir del 10 de julio de 2001, la SAGARPA adquiere competencia jurídica en inocuidad alimentaria, expresada en el Artículo 49 de su Reglamento Interior (Diario Oficial de la Federación, 2001) y después con la expedición de la Ley de Desarrollo Rural Sustentable (LDRS) que entró en vigor el 8 de diciembre de 2001 (Diario Oficial de la Federación, 2001b).

El Reglamento Interior de la SAGARPA establece en su Artículo 49 que el SENASICA tendrá entre otras, las atribuciones siguientes:

II. establecer políticas, lineamientos, criterios, sistemas, estrategias, programas, proyectos, procedimientos y servicios que coadyuven a mejorar la condición sanitaria de los vegetales, animales, y la fauna acuática, sus productos y subproductos así como la inocuidad de los alimentos de origen animal, vegetal, acuícola y pesquero;

VI. verificar que las especies, productos, insumos, y equipos agrícolas, vegetales, pecuarios, acuícolas y pesqueros que se pretendan introducir al país o se movilicen por el territorio nacional, cumplan con la normatividad correspondiente y en su caso, se constate su condición sanitaria o su inocuidad;

VIII. Participar en el establecimiento de lineamientos y programas de capacitación dirigidos a productores, comerciantes y público en general, así como al personal técnico del Servicio Nacional, que faciliten el entendimiento para la aplicación de disposiciones regulatorias y programas en materia de sanidad agropecuaria, vegetal, acuícola, pesquera y de inocuidad de alimentos;

XIII. Realizar los análisis de riesgo de contaminantes físicos, químicos y biológicos en alimentos;

XXI. Integrar y operar los sistemas nacionales de vigilancia epidemiológica para detectar y atender en forma oportuna los brotes de plagas, enfermedades agropecuarias, vegetales, acuícolas y pesqueras, así como factores de riesgo que afecten la inocuidad de los alimentos de origen agropecuario, pesquero o acuícola;

XXII. Establecer, operar y dar seguimiento al programa de monitoreo de residuos y contaminantes físicos, químicos y biológicos en los alimentos no procesados de origen vegetal, animal y fauna acuática, producidos en el país o en otros de los que se importe; y

XL. Promover, normar y evaluar sistemas agrícolas y pecuarios de producción orgánica;

El SENASICA expidió en 2002 los *Lineamientos de aplicación voluntaria para la implantación de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción y empaqueo de frutas y hortalizas para consumo humano en fresco*

En enero de 2003 se creó dentro del SENASICA la *Dirección General de Inocuidad Agroalimentaria, Acuícola y Pesquera* cuyo objetivo es:

“promover la aplicación y certificación de sistemas de reducción de riesgos de contaminación en las unidades de producción, manejo y procesamiento primario de alimentos de origen agrícola, acuícola y

pecuario, a través de diferentes programas voluntarios, en donde el productor y/o procesador primario se compromete a establecer sistemas de reducción de riesgos, garantizando así la calidad sanitaria en sus sistemas productivos, por lo cual la Secretaría otorgará un reconocimiento o certificación oficial, previa verificación del cumplimiento de estos sistemas”(<http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx>).

Esta Dirección ha elaborado diferentes manuales, guías y protocolos referidos a las buenas prácticas agrícolas y de manufactura de diferentes productos agropecuarios y acuícolas.

(http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx/portal/html/inocuidad_agroalimentaria/manuales_y_guias/manuales_y_guias.html)

LA COMISIÓN FEDERAL PARA LA PROTECCIÓN CONTRA RIESGOS SANITARIOS (COFEPRIS)

Según el Artículo 1 del Reglamento (Diario Oficial de la Federación, 2004), la COFEPRIS es un órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Salud, con atribuciones en materia de regulación, control y fomento sanitarios en los términos de la Ley General de Salud y demás disposiciones aplicables. Entre las atribuciones relacionadas directamente con la inocuidad alimentaria, el Artículo 3 confiere a la COFEPRIS las de “Ejercer la regulación, control, vigilancia y fomento sanitarios, que en términos de las disposiciones aplicables corresponden a la Secretaría de Salud en materia de alimentos y suplementos alimenticios; plaguicidas y fertilizantes; nutrientes vegetales; y productos biotecnológicos”.

Dentro de los principales Objetivos de la COFEPRIS se encuentran: dar debida protección a la población; coadyuvar a mejorar la competitividad de las empresas para insertarlas en los flujos del comercio exterior, y proteger a la planta productiva nacional de la competencia desleal.

La COFEPRIS es la encargada de atender los brotes de enfermedades causadas por alimentos contaminados.

La COFEPRIS participa de manera activa en el Codex Alimentarius de diversas maneras. Ostenta la representación regional de América Latina y el Caribe en el Comité Ejecutivo del Codex Alimentarius

y coordina siete subcomités y un grupo especial del Comité Mexicano para la atención del Codex Alimentarius (<http://www.cofepris.gob.mx/inter/codex.htm>):

1. Subcomité No. 3 “Residuos de Plaguicidas”;
2. Subcomité No 4 “Alimentos y Nutrición para Regímenes Especiales”;
3. Subcomité No. 7 “Métodos de Análisis y Toma de Muestras”;
4. Subcomité No. 10 “Aditivos Alimentarios y Contaminantes de los Alimentos”;
5. Subcomité No. 16 “Higiene de los Alimentos”;
6. Subcomité No. 17 “Higiene de las Carnes”;
7. Subcomité No. 18 “Sistemas de Inspección y Certificación de Importaciones y Exportaciones de los Alimentos”; y en el

Grupo de Acción Intergubernamental Especial sobre Alimentos Obtenidos por Medios Biotecnológicos.

La COFEPRIS participa en los trabajos del Convenio de Róterdam principalmente emitiendo comentarios técnicos a los documentos del Convenio y a las reuniones de negociación. La COFEPRIS participa también en el Convenio de Estocolmo, en el [Grupo de Trabajo Técnico en Plaguicidas del Tratado de Libre Comercio de América del Norte, en la Red interamericana de laboratorios de análisis de alimentos \(RILAA\)](#), y en la [Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte \(CCA\)](#). <http://www.cofepris.gob.mx/inter/plag.htm>.

Tanto el SENASICA como la COFEPRIS participan en el SINASICA de acuerdo con la LDRS. Esta Ley creó en su Artículo 22 nueve sistemas para apoyar el desarrollo rural sostenible, entre ellos el Sistema Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agropecuaria y Alimentaria (SINASICA). Éste tiene por objeto la ejecución de programas y acciones específicas en materia de sanidad, inocuidad, calidad agropecuaria y alimentaria, para beneficio de la sociedad. Es un mecanismo de concurrencia en donde participan por ley diferentes dependencias gubernamentales de manera coordinada con el fin de reforzar el cuidado sanitario de nuestro país en materia vegetal, animal, acuícola y alimentaria. El Sistema fue instalado en mayo de 2004.

COORDINACIÓN GENERAL DE GANADERÍA DE LA SAGARPA

Esta entidad es importante por su relación de manera indirecta con inocuidad a través de la rastreabilidad, es la. Está Dirección opera el Programa de Estímulos a la Productividad Ganadera

(PROGAN), instituido en 2003 por mandato del Congreso de la Unión. El Programa otorga apoyos directos a los productores de ganado bovino para carne, en sistema extensivo.

El PROGAN inicia la implementación del Padrón Ganadero Nacional (PGN) y el Sistema Nacional de Identificación de Ganado (SINIIGA). El Sistema nace como parte del PROGAN a partir de la publicación de sus Reglas de Operación el 17 de junio de 2003 en el Diario Oficial. El Artículo 3 de estas Reglas y como parte del objetivo general del PROGAN incluye:

“establecer la identificación del ganado bovino de manera individual y permanente, para su control y rastreo”

y dentro de los objetivos específicos establece:

“instrumentar y aplicar el Sistema Nacional de Identificación Individual de Ganado (SINIIGA), con objeto de llevar a cabo acciones de registros productivos, sanidad, control de movilización y rastreo para esquemas de inocuidad alimentaria y como apoyo al combate del abigeato.”

El SINIIGA se basa en la asignación de un código de identificación único por animal, impreso en dos aretes inviolables, uno de los cuales es del tipo “bandera” que contiene un código de barras y otro del tipo “botón” que podrá contener o no un “dispositivo de radiofrecuencia”. Así también se implementa el uso de la Tarjeta de Identidad de Bovino dentro del SINIIGA, que permite la rastreabilidad del animal desde su lugar de nacimiento hasta su sacrificio (<http://www.sagarpa.gob.mx/Dgg/siniiga.htm>).

Según la Confederación Nacional de Organizaciones Ganaderas (CNOG), instancia operadora en campo del SINIIGA, al mes de junio de 2007, se habían aretado en todo el país alrededor de 5.3 millones de vientres bovinos en edad reproductiva(<http://www.cnog.com.mx/SINIIGA/avances.pdf>).

LA IMPORTANCIA DE LA INOCUIDAD ALIMENTARIA

Existen varias razones que explican el crecimiento de la preocupación de los consumidores por la inocuidad: el consumo creciente de frutas y hortalizas como resultado del cambio recomendado en la dieta por los problemas de salud y obesidad; globalización de la oferta de productos agropecuarios; crecimiento del comercio internacional; aumento del turismo entre países; intensificación e

industrialización de la agricultura; nuevas tecnologías agrícolas y de alimentos; incremento en la resistencia de las bacterias a los antimicrobiales; aparición de nuevos patógenos al hombre; envejecimiento de la población principalmente de los países ricos, con segmentos importantes de personas con sistemas inmunes débiles; aumento de las alergias; crecimiento del gasto en alimentos cocinados fuera del hogar; disposición durante todo el año de vegetales mínimamente procesados; crisis constantes de contaminación de alimentos que han resultado en la muerte de personas; aparición de plantas y animales transgénicos; y cambios en las interacciones entre los humanos y los animales que propician la transmisión de enfermedades entre los seres vivos (FAO/OMS, 2006).

En los Estados Unidos el gasto en comida fuera del hogar ha crecido 30% respecto a 1998 y se prevé que para 2016 haya crecido en 55% respecto a 1998. En 2006, el gasto en comida fuera del hogar representó el 45% del gasto total alimentos (Arizona State University, 2007).

Las pirámides alimenticias elaboradas en Estados Unidos por USDA¹⁵ para ayudar a elegir una dieta saludable, han cambiado sus recomendaciones para incluir el consumo de hortalizas y el tema de inocuidad. La pirámide más reciente recomienda, aparte de mantenerse en el peso ideal y hacer ejercicio, mantener inocuos los alimentos y comer más hortalizas de colores verde oscuro y naranja.

Los problemas de obesidad asociados con diabetes, hipertensión arterial (enfermedades isquémicas del corazón y enfermedades cerebrovasculares) son crecientes en el mundo. México no escapa a esta grave situación. La encuesta más reciente sobre la salud de los mexicanos (Olaiz-Fernández G. *et al*, 2006) concluye que

El aumento en la prevalencia de obesidad en los últimos siete años en México es alarmante, ya que ocurre en todos los grupos de edad. Es urgente aplicar estrategias y programas dirigidos a la prevención y control de la obesidad del niño, el adolescente y el adulto.

La tasa de mortalidad¹⁶ de enfermedades crónicas ha crecido en México en los últimos años. El promedio nacional para diabetes en 1990 fue de 30.2 y de 56. En 2003; para las enfermedades del corazón pasó de 34.6 a 48.7; y para las enfermedades cerebrovasculares, la tasa de mortalidad fue de 21.2 en 1990 y de 25.8 en 2003. Es alarmante el crecimiento de la diabetes, casi se ha doblado su tasa de mortalidad en 13 años (Secretaría de Salud, 2006).

Esta grave situación de salud está alentando el consumo de hortalizas y frutas frescas en todo el mundo y por lo tanto la preocupación por su inocuidad.

¹⁵<http://www.mypyramid.gov/index.html>

En el caso de México es importante poner atención a estos requerimientos crecientes sobre la inocuidad de los alimentos sobre todo de frutas y hortalizas frescas.

México es el principal proveedor de los Estados Unidos de hortalizas y frutas frescas. En 2006 proveyó el 58% del valor total de las importaciones norteamericanas de hortalizas y el 22% del de frutas. Ocupa el tercer lugar, después de Canadá y China, como proveedor de frutas y hortalizas procesadas a los Estados Unidos, en 2006 México suplió el 12% de las importaciones estadounidenses de este rubro (Department of Commerce, 2007).

En particular, las exportaciones mexicanas de tomate a los Estados Unidos en 2006, representaron el 74.5% del total del valor de las compras norteamericanas al mundo de este producto; las de lechuga el 51.5%; y las de coles el 77%.

Este sector agrícola es importante en México porque ocupa una gran cantidad de mano de obra. Una proporción creciente de estos jornaleros proviene de zonas marginadas e indígenas. Es uno de los sectores más competitivos de la agricultura mexicana y de una gran densidad económica.

México es también importante como proveedor de ganado bovino en pie a los Estados Unidos. En 2006 ocupó el segundo lugar después de Canadá proveyendo el 33.7% del valor importado por Estados Unidos.

BIBLIOGRAFÍA

- Arizona State University. 2007. *2007 U.S. Fruit & Vegetable Outlook*. National Food and Agricultural Policy Project Morrison School of Management and Agribusiness. <http://nfapp.poly.asu.edu/>
- Bhat, R. y S Vasanthi. 2003. "Mycotoxin Food Safety Risk in Developing Countries" en L. J. Unnevehr, *Food Safety in Food Security and Food Trade*. International Food Policy Research Institute. Washington, DC.
- Bonne, R., N. Wright, L. Camberou, y F. Boccas. 2005. *Guidelines on HACCP, GMP and GHP for ASEAN Food SMEs. A comprehensive hand-book to assess your hygiene practices and HACCP system*. EC-ASEAN Economic Cooperation Programme on Standards, Quality and Conformity Assessment.

¹⁶ Defunciones por 100,000 habitantes.

- Byrne, D. 2000: Discurso: *Safety, the most important ingredient of food: challenges for the poultry industry*. General Assembly of the Association of European Poultry Slaughterhouses. Maastricht, 7 de octubre de 2000.
- Byrne, D. 2001: Discurso: *Risk analysis - Risk communication: "The decision maker's dilemma" - Joint WHO/FAO/OIE Conference on BSE and its Risks*. Paris, 13 Junio de 2001
- Calvin, L., B. Avendaño, y R. Schwentesius. 2004. *The Economics of Food Safety: The Case of Green Onions and Hepatitis A Outbreaks*. USDA/ERS. VGS-305-01.
- Calvin, L. 2007. *Outbreak Linked to Spinach Forces Reassessment of Food Safety Practices*. Economic Research Service/USDA.
- Cámara de Senadores. 2006. *Proyecto de Decreto que expide la Ley Federal de Sanidad Animal*. México, DF, a 26 de abril de 2006.
- CFIA (Canadian Food Inspection Agency) .2007. <http://www.inspection.gc.ca/english/corpaffr/recarapp/>
- CFSAN (Center for Food Safety and Applied Nutrition)/Office of Plant and Dairy Foods. 2005. *Letter to California Firms that Grow, Pack, Process, or Ship Fresh and Fresh-cut Lettuce*. 4 de noviembre.
- Codex Alimentarius Commission. 2005. *Twenty-eighth Session*. FAO Headquarters, Rome, 4 – 9 Julio 2005.
- Comisión de las Comunidades Europeas. 2006. *Recomendación de la Comisión sobre la presencia de deoxinivalenol, zearalenona, ocratoxina A, toxinas T-2 y HT-2 y fumonisinas en productos destinados a la alimentación animal*. (Texto pertinente a efectos del EEE),(2006/576/CE).17 de agosto de 2006.
- Comisión del Codex Alimentarius. 1969. Programa Conjunto FAO/OMS sobre Normas Alimentarias. Higiene de los alimentos. Textos básicos. Roma.
- Comisión del Codex Alimentarius. 2004. *Manual de procedimientos*. Catorceava edición FAO/OMS. Roma.
- Comité de Fomento y Protección Pecuaria del Estado de Chiapas, A.C. 2006. *Campañas Zoonositarias*. <http://www.cfppchiapas.org/Tuberculosis.htm>

Congreso de los Estados Unidos. 1996. *Food Quality Protection Act of 1996*. Public Law 104–170. Washington, DC.

Consejo de la Unión Europea. 1981. *Directiva 81/602/CEE del Consejo, 31 de julio de 1981, relativa a la prohibición de ciertas sustancias de acción hormonal y de cualquier sustancia de acción tireostática.*

Consejo de la Unión Europea. 1996. *Directiva 96/22/CE del Consejo, 29 de abril de 1996 por la que se prohíbe utilizar determinadas sustancias de efecto hormonal y tireostático y sustancias beta-agonistas en la cría de ganado y por la que se derogan las Directivas 81/602/CEE, 88/146/CEE y 88/299/CEE.*

Department of Commerce. 2007. *Trade Statistic Express*. <http://tse.export.gov/>

Diario Oficial de la Federación. 1988. Reglamento Interior de la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. 27 de octubre.

Diario Oficial de la Federación. 2001a. Reglamento Interior de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Alimentación y Pesca. 10 de julio.

Diario Oficial de la Federación. 2001b. Ley de Desarrollo Rural Sustentable. 7 de diciembre de 2001.

Diario Oficial de la Federación. 2004. Reglamento de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. 13 de abril.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas (2000). Decisión (2000/418/CE de la Comisión de 29 de junio de 2000 por la que se reglamenta el uso de los materiales de riesgo en relación con las encefalopatías espongiiformes transmisibles y se modifica la Decisión 94/474/CE. Bruselas.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 1991. Directiva 91/414/CEE del Consejo, relativa a la comercialización de productos fitosanitarios. 15 de julio. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/> .

Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 2001. Reglamento (CE) No. 466/2001 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. 8 de marzo.

- Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 2001. Reglamento (CE) No.466/2001 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios 16 de marzo.
- Domínguez, V. J., editor. 2000. *Fitosanidad, Biotecnología e Inocuidad Alimentaria*. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Parasitología Agrícola. Chapingo, Estado de México. México.
- Dutcher, M. 2007. Status of the state and federal cooperative bovine tuberculosis (tb) eradication. Program fiscal year 2006. USAHA.2007. *Proceedings One Hundred and Tenth Annual Meeting of the United States Animal Health Association*. Minneapolis, Minnesota.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2006. Opinion of the Scientific Panel on Biological Hazards and of the Scientific Panel on Animal Health and Welfare on *Review of the Community Summary Report on Trends and Sources of Zoonoses, Zoonotic Agents and Antimicrobial Resistance in the European Union in 2004*, *The EFSA Journal* (2006) 403, 1-62.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2007. *Quantitative microbiological risk assessment on Salmonella in slaughter and breeder pigs*. Call for proposals CFP/EFSA/BIOHAZ/2007/01 and guide for applicants.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2007. Report of the Task Force on Zoonoses Data Collection on the Analysis of the baseline survey on the prevalence of *Salmonella* in broiler flocks of *Gallus gallus*, Part A, *The EFSA Journal* (2007) 98, 1-85.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2007b. Report of the Task Force on Zoonoses Data Collection on the Analysis of the baseline study on the prevalence of *Salmonella* in holdings of laying hen flocks of *Gallus gallus*, *The EFSA Journal* (2007) 97.
- EPA (Environment Protection Agency). 2004. *Pesticides Industry Sales and Usage. 2000 and 2001 Market Estimates*. Washington, DC.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2003. *Elaboración de un marco para las buenas*
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2004a. *Reglamentos a nivel mundial para las micotoxinas en los alimentos y en las raciones en el año 2003*. Roma.

- FAO (Food and Agriculture Organization). 2004b. *Mejoramiento de la calidad e inocuidad de las frutas y hortalizas frescas: un enfoque práctico. Manual para multiplicadores*. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2004c. *Las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA): En búsqueda de la sostenibilidad, competitividad y seguridad alimentaria*. Conferencia Electrónica. Santiago de Chile.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/OIC (Organización Internacional del Café/FCPB (Fondo Común de Productos Básicos). 2006. *Directrices para prevenir la formación de moho en el café*. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. *Food safety risk analysis. A guide for national food safety authorities*. Food and Nutrition Paper 87. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/OMS (Organización Mundial de la Salud). 2007(b). Comisión del Codex Alimentarius. *Informe de la 38ª reunión del Comité sobre Higiene de los Alimentos*. ALINORM 07/30/13. Houston (Estados Unidos de América), 4 - 9 de diciembre de 2006
- FAO (Food and Agriculture Organization)/OMS (Organización Mundial de la Salud). 2007. *Informe de la 29ª reunión de la Comisión del Codex Alimentarius*. ALINORM 06/29/41. Julio de 2006. Ginebra, Suiza.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/WHO (World Health Organization). 1999. *Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Fifty-second meeting. Summary and Conclusions*. 2-11 February 1999. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/WHO (World Health Organization). 2000. *Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on Risk Assessment of Microbiological Hazards in Foods*. Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization)/WHO (World Health Organization). 2006. *Report of the Sixth Codex ad hoc Intergovernmental Task Force on Foods Derived From Biotechnology*. ALINORM 07/30/34. 27 de noviembre. Japón.

- FAO (Food and Agriculture Organization)/OMS (Organización Mundial de la Salud). 2000. *Understanding Codex Alimentarius*. <http://www.fao.org/docrep/W9114S/W9114S00.htm>
- FDA (Food and Drug Administration)/CDHS (California Department of Health Services). 2007. *Investigation of an Escherichia coli 0157:H7 Outbreak Associated with Dole Pre-Packed Spinach*. 21 de marzo.
- FDA (Food and Drug Administration). 2002. *The Use of Steroids Hormones for Growth promotion in Food-Producing Animals*. Information for Consumers. Center for Veterinary Medicine.
- FDA (Food and Drug Administration)/CFSAN (Center for Food Safety and Applied Nutrition). 1999. *Guía para Reducir al Mínimo el Riesgo Microbiano en los Alimentos, en el Caso de Frutas y Vegetales Frescos*. Washington, DC.
- FDA (Food and Drug Administration)/CFSAN (Center for Food Safety and Applied Nutrition). FDA/CFSAN. 2004. *New Interim Final Rule Prohibiting Use of Certain Cattle Materials that May Carry the Risk of Bovine Spongiform Encephalopathy in Human Foods and Cosmetics*. Docket Number 2004N-0081.
- FDA (Food and Drug Administration)/CFSAN (Center for Food Safety and Applied Nutrition). FDA/CFSAN. 2004. *Produce Safety From Production to Consumption: 2004 Action Plan to Minimize Foodborne Illness Associated with Fresh Produce Consumption*. Washington, DC. Octubre.
- FDA (Food and Drug Administration)/CFSAN (Center for Food Safety and Applied Nutrition). FDA/CFSAN. 1998. *Foodborne Pathogenic Microorganisms and Natural Toxins Handbook*. The “Bad Bug Book”. Washington, DC.
- Federal Register*. 2004. Vol. 69, No. 41 / Tuesday, March 2, 2004 / Rules and Regulations, Docket No. 00-112-2.
- FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). 2000. *La iniciativa de inocuidad alimentaria. Contenido e Implicaciones para los Productores Mexicanos*. Boletín Informativo, núm 314, vol. XXXII. Abril. México.
- Florez, D. (2007). Remarks of California Senator Florez on Introducing Bills on E. coli Outbreak and Food Safety. *California Progress Report*. 1 de febrero.

- Fossler, C.P., S.J. Wells, J.B. Kaneene, P. L. Ruegg. 2005. Herd-level factors associated with isolation of Salmonella in a multi-state study of conventional and organic dairy farms: II. Salmonella shedding in calves. *Preventive Veterinary Medicine*, volumen 70, números 3-4, 12, páginas 279-291.
- Freedonia Group. 2006. *Food Safety Products*. US Industry Study with Forecasts to 2010 y 2015. Cleveland, OH.
- Freedonia Group. 2006. *World Pesticides to 2009*. 2005. Reporte. Global Information, Inc. Cleveland, OH.
- González, H. y M. Calleja. 1998. *La exportación de frutas y hortalizas a Estados Unidos de Norteamérica*. Guía para productores. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México.
- Hanrahan, C.E. 2000. *The European Union's ban on Hormone-Treated Meat*. Congressional Report Services (CRS) Report for Congress RS20142. Washington, DC.
- Health Canada*. 2007. web: www.hc-sc.gc.ca
- Hoffman, M.K., G.V. Vandercammen. 2004. USDA/FAS. GAIN Report E24014. European Union Trade Policy Monitoring. *EU Discussion Paper on Veterinary Drugs and Maximum Residue Limits*.
- Huston, C. L., T.E. Wittum, B. C. Love, DVM, J. E. Keen. 2002. Prevalence of fecal shedding of Salmonella spp in dairy herds. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 1 de marzo, volumen 220, páginas 645-649.
- IICA. 1999. Inocuidad de los Alimentos en el Comercio Agropecuario Internacional. *Memorias del seminario "Inocuidad de Alimentos en el Comercio Agropecuario Internacional"*. Ciudad de México, 29-30 de septiembre.
- ISO. 2004. *ISO Submission to the Codex Alimentarius Commission*. CAC/27 INF.2. Twenty-Seventh Session, Ginebra, Suiza. 28 de junio - 3 de Julio.
- J.J. Kellers and Associates, Inc. 1998. *Employee's Guide to Food Safety*. E.U.A.

- Josling, T., D. Roberts, y D. Orden. 2004. *Food Regulation and Trade*. Institute for International Economics. Washington, DC.
- Käfersten, F. K. 2003. Food Safety as a public Health Issue for Developing Countries, en L. J. Unnevehr, *Food Safety in Food Security and Food Trade*. International Food Policy Research Institute. Washington, DC.
- Khaita, M.L., R.B. Kegode, M.L. Bauer, P.S. Gibbs, G.P. Lardy, y D.K. Doetkott. 2007. Longitudinal Study of Salmonella Shedding and Antimicrobial Resistance Patterns in North Dakota Feedlot Cattle. *Journal of Food Protection*, Volumen 70, número 2, febrero, páginas 476-481(6).
- Kiely, T., D. Donaldson y A. Grube. 2004. *Pesticides Industry Sales and Usage 2000 y 2001 Market Estimates*. Biological and Economic Analysis Division Office of Pesticide Programs Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC. Mayo.
- Méndez, G-H. 2000. *Manual de apoyo para entender e implementar el sistema HACCP*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Chihuahua, México.
- Michigan State University (MSU). 2000. *Understanding Food Pathogens. A General Overview and Methods of Detection*. An International Short Course in Food Safety. East Lansing, MI. Fotocopia.
- Ministerio de la Presidencia. 2000. (BOE n. 283 de 25/11/2000). *Real Decreto 1911/2000, de 24 de noviembre, por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles*. España.
- Murano, E. 1998. *Sistema de análisis de riesgos y puntos críticos de control*. Centro de Seguridad de Alimentos. Universidad de Texas A&M. Fotocopia.
- National Academy of Sciences. 1993. *Pesticides in the Diets of Infants and Children*. <http://www.nap.edu>
- NFAPP. 2007. National Food and Agricultural Policy Project. *Newsletter, First Quarter*. Arizona State University.

- Odabashian, E. 2007b. *Comments at California Department of Food and Agriculture Public Hearing to Consider the Implementation of the Proposed California Leafy Green Products Handler Marketing Agreement*. Monterey, Ca. 12 de enero de 2007.
- Official Journal of the European Union*. 2003. Directive 2003/89/EC of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/13/EC as regards indication of the ingredients present in foodstuffs. 11 de noviembre. L 308/15.
- Olaiz-Fernández G, Rivera-Dommarco J, Shamah-Levy T, Rojas R, Villalpando-Hernández S, Hernández-Avila M, Sepúlveda-Amor J. 2006. *Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2006*. Cuernavaca, México. Instituto Nacional de Salud.
- OMC (Organización Mundial del Comercio) (a). 1997. WT/DS48/R/CAN. Comunidades Europeas - *Medidas que afectan a la carne y los productos cárnicos (hormonas)* Reclamación del Canadá. Informe del Grupo Especial. 18 de agosto.
- OMC (Organización Mundial del Comercio) (b). 1997. WT/DS26/R/USA. Comunidades Europeas - *Medidas que afectan a la carne y los productos cárnicos (hormonas)* Reclamación de los Estados Unidos. Informe del Grupo Especial. 18 de agosto.
- OMC (Organización Mundial del Comercio). 1980. *Acuerdo sobre Obstáculos Técnicos al Comercio*. http://www.wto.org/English/docs_e/legal_e/ursum_e.htm#dAgreement
- OMC (Organización Mundial del Comercio). 1998. WT/DS48/AB/R, AB-1997-4. Comunidades Europeas - *Medidas que afectan a la carne y los productos cárnicos (hormonas)*. Reporte del Órgano de Apelación. 16 de enero.
- OMC (Organización Mundial del Comercio).1994. *Acuerdo sobre Medidas Sanitarias y Fitosanitarias*. http://www.wto.org/English/docs_e/legal_e/ursum_e.htm#bAgreement
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2002. *Estrategia global de la OMS para la inocuidad de los alimentos: alimentos más sanos para una salud mejor*. Ginebra, Suiza.<http://www.who.int/fsf>.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2007. *Manual sobre las cinco claves para la inocuidad de los alimentos*. Departamento de Inocuidad de los Alimentos, Zoonosis y Enfermedades de Transmisión Alimentaria. Ginebra.

Parlamento Europeo. 1997. *Resolución sobre las conclusiones del grupo especial "hormonas" de la Organización Mundial del Comercio*. Textos aprobados por el Parlamento. 26 de junio.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1992. *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*.
<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/riodeclaration.htm>

Rangarajan, A., E. A. Bihn, R. B. Gravani, D. L. Scott, y M. P. Pritts. 2004. *Food Safety Begins on the Farm. Good Agricultural Practices for Fresh Fruits and Vegetables. A Grower's Guide*. Cornell University. Cornell Good Agricultural Practices Program.

Reglamento (CE) n° 1168/2006 de la Comisión, de 31 de julio de 2006, por el que se aplica el Reglamento (CE) n° 2160/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo con respecto al objetivo comunitario de reducción de la prevalencia de determinados serotipos de salmonela en las gallinas ponedoras de la especie *Gallus gallus* y se modifica el Reglamento (CE) n° 1003/2005.

Reglamento (CE) n° 1177/2006 de la Comisión, de 1 de agosto de 2006, por el que se aplica el Reglamento (CE) n° 2160/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo con respecto a los requisitos de uso de métodos específicos de control en el marco de los programas nacionales de control de la salmonela en las aves de corral.

SAGAR (Secretaría de Agricultura, Ganadería, y Desarrollo Rural). 2000. *Norma Oficial Mexicana NOM-061-ZOO-1999. Especificaciones zoosanitarias de los productos alimenticios para consumo animal*. Diario Oficial de la Federación, miércoles 11 de octubre de 2000 (Primera Sección).

SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación)/SENASICA (Servicio Nacional de Sanidad Inocuidad y Calidad Agroalimentaria). 2002. *Lineamientos para la Implementación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción y empaque de frutas y hortalizas para consumo humano en fresco*.
http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx/portal/html/inocuidad_agroalimentaria/inocuidad_agricola/lineamientos_BPA_BPM_frutas_hortalizas_230206.pdf

- Secretaría de Salud. 2006. *Macroeconomía y Salud. Invertir en salud para el desarrollo económico*. Comisión Mexicana sobre Macroeconomía y Salud. Fondo de Cultura Económica. México.
- Statistics Canada*. 2007. Canada's National Statistical Agency. http://www41.statcan.ca/0920/ceb0920_001_e.htm
- The EFSA Journal (2006) 365, 1 - 56 www.efsa.eu.int *Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission Related to Ochratoxin in Food*, Question N° EFSA-Q-2005-154, adoptado el 4 de abril de 2006.
- Torres, V. R., editor. 1999. *Agentes patógenos transmitidos por alimentos*. Vol. 1. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México.
- US Department of Justice. Northern District of California. 2006. *Statement on Search Warrants Related to September 2006 Outbreak of E. coli*. 4 de octubre.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2006. *United States Animal Health Report 2005*. Animal and Plant Health Inspection Service. Agriculture Information Bulletin No. 800. Washington DC.
- USDA (United States Department of Agriculture)/AMS (Agricultural Marketing Service). 2006. *Pesticide Data Program 15th Annual Summary, Calendar Year 2005*. Washington, DC. Noviembre. <http://www.ams.usda.gov/science/pdp/>
- USDA (United States Department of Agriculture)/ERS (Economic Research Service). 2000. *Economics of Foodborne Disease: Estimating the Benefits of Reducing Foodborne Disease*. Briefing Room. <http://www.ers.usda.gov/briefing/FoodborneDisease/features.htm>
- USDA (United States Department of Agriculture)/FSIS (Food Safety and Inspection Service). 2000. *Guía de Estudio Autodidacta para Comprender cómo Desarrollar un Plan de HACCP*. Washington, DC.
- USDA (United States Department of Agriculture)/FSIS (Food Safety and Inspection Service). 2004. *Federal Register* / Vol. 69, No. 7 / Monday, January 12, 2004.
- Wilson, J.S. y T. Otsuki. 2001. *Global Trade and Food Safety: Winners and Losers in a Fragmented System*. Development Research Group (DECRG), World Bank. Washington, DC.

WTO (World Trade Organization). 1996. WT/DS26/6 European Communities- *Medidas que afectan a la carne y los productos cárnicos (hormonas). Solicitud de los Estados Unidos para el establecimiento de un panel.* 25 de abril.

CAPITULO XXII

NORMAS DE APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL BOVINO AL SUELO

**M. Fortis-Hernández¹, E. Salazar-Sosa^{1,2}, I. Orona-Castillo², J. A. Leos-Rodríguez³,
J. Cruz Rodriguez-Ríos¹, L. García-Galindo¹, J. A. Montemayor-Trejo¹ y J.A. Chavarria-Galicia**

¹Instituto Tecnológico de Torreón (ITT) - DEPI. Torreón, Coah. e-mail: mforty05@yahoo.com.mx

²Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ) – UJED.

³ Universidad Autónoma Chapingo (UACH). Chapingo, Edo. de México.

INTRODUCCIÓN

La preocupación por el medio ambiente no es una moda pasajera, sino una inquietud profundamente arraigada, causada en gran parte por la coincidencia de los altos ingresos y la alta densidad de población. Si hubiera pocas personas en el mundo, el medio ambiente del planeta sería benévolo y capaz de absorber casi todo lo que los humanos le arrojamos, limpiándose de manera automática. Pero ya quedo atrás la época en que la Tierra contaba con pocos habitantes; el número de personas que habitan en el planeta y, particularmente, la densidad de población en algunas partes del mismo magnifican el tamaño de los impactos ambientales y sobrecargan la capacidad de la Tierra para autorregenerarse. El ingreso también es un factor importante, no sólo porque las personas ricas tienden a consumir más y, por tanto, a generar más contaminantes, sino también porque el medio ambiente a menudo se considera un bien de lujo. Para los pobres que luchan por llevar alimentos a su mesa, las cuestiones ambientales con frecuencia ocupan un lugar secundario ante otras necesidades más apremiantes relacionadas con la sobrevivencia. A medida que las personas tienen mejores ingresos

prestan más atención a la calidad del ambiente en el que habitan que, finalmente, es el planeta. Por ello, si continúan las tendencias recientes hacia el mejoramiento de la riqueza de los habitantes de la Tierra, podemos esperar que con el paso del tiempo aumente la preocupación por el medio ambiente.

¿Cuáles son los problemas que tradicionalmente enfrentan la mayoría de los países en relación con la política ambiental? En muchas naciones, la contaminación y la conservación del medio ambiente natural son las preocupaciones principales. Normalmente, los problemas de contaminación se vincularon a dos cuestiones prioritarias: ¿cuál es la cantidad correcta de contaminación y cómo podemos hacer que los contaminadores controlen sus emisiones?.

Determinar la cantidad correcta de contaminación no es tarea fácil. La contaminación se genera como un subproducto de la producción de bienes. Para determinar los costos del control de la contaminación es necesario entender la estructura de la producción de bienes y la manera en que varían los costos, de acuerdo con los diferentes niveles de contaminación. Al enfrentar la perspectiva de tener que reducir los niveles de contaminación, las empresas tienen muchas opciones. Entre ellas se incluyen, la modificación de los procesos de producción y de las características del producto, la reubicación de la actividad productiva a fin de reducir el daño, y la inversión en rubros tales como investigación y desarrollo para encontrar nuevas formas de controlar la contaminación (Kolstad,2000).

Los conflictos relacionados con la contaminación no son nuevos para la humanidad, pues hay antecedentes de que los romanos se quejaban de la “pestilencia de las chimeneas humanas”, además, en otros lugares de Europa, las Leyes para el control de la contaminación datan de la Edad Media. Cabe recordar que las áreas urbanas siempre han sido problemáticas debido a las grandes concentraciones humanas, y que a las personas se les asocia tanto con las emisiones como con ser la causa de que la contaminación sea dañina. Pero fuera de las ciudades, históricamente la extensión de la Tierra ha sido bastante amplia para disipar incluso la amenaza ambiental más seria. Lo nuevo es la magnitud del problema y el hecho de que el mundo ya no es infinito cuando lo comparamos con la capacidad de las personas para contaminarlo.

Aunque durante las últimas décadas se han logrado grandes avances en todo el mundo, resolver los problemas ambientales será un reto que aún habrá que enfrentar durante muchos decenios.

Una de las tendencias sobresalientes de este siglo es que un número cada vez mayor de recursos naturales de la Tierra ha pasado de la abundancia casi infinita a la escasez, ya que vastas extensiones de ecosistemas han sido ocupadas por los humanos; agua, aire y suelo, están siendo afectados por la contaminación sin control.

En este sentido, la actividad agrícola es la primera acción que desarrolla el hombre que atenta directamente contra el medio natural ya que lo modifica y lo transforma hasta el punto de agredirlo y degradarlo en forma irreversible.

Particularmente el suelo, siempre se ha dado por hecho que este puede asimilar todo lo que la actividad humana genera, obviamente este supuesto es falso, ya que el suelo es un sistema biológico que tiene vida y genera vida, es un recurso renovable en relación a su fertilidad y no renovable en cuanto a la pérdida física de su matriz por erosión, por lo mismo tiene una capacidad limitada de atención como elemento depurador.

El suelo es un verdadero filtro y reactor biológico que retiene una gran cantidad de contaminantes sólidos y líquidos en su matriz, pero como todo organismo biológico, tiene una capacidad natural que al saturarla pierde su capacidad regeneradora y recicladora de productos orgánicos.

En los suelos agrícolas la pérdida de la capacidad depuradora se manifiesta por:

- i) La progresiva salinización del suelo
- ii) La pérdida de fertilidad por exceso de nutrientes y por la presencia de materiales pesados.
- iii) La pérdida de características físicas y químicas (estructura, textura, capacidad de retención, etc.).
- iv) La erosión progresiva

En relación a los estiércoles, mientras la agricultura necesitaba de ellos y mientras la ganadería no era intensiva, no había problema, pero los cambios en los sistemas de producción agrícola y ganadero y el distanciamiento que se produce entre estos dos sectores hace que se generen problemas nuevos en este ámbito de producción como es la gestión incorrecta de los residuos ganaderos (estiércoles y purines) originando un importante foco de contaminación.

Frente a la producción de residuos ganaderos hay que buscar el equilibrio entre la producción y el sistema de eliminación de éstos; es decir, establecer la cantidad máxima de cabezas de ganado por hectárea de superficie agrícola útil. El mejor sistema de eliminación de los residuos ganaderos es su aplicación y uso como fertilizante orgánico. Es necesario señalar que el suelo necesita de un tiempo razonable y condiciones específicas para poder reciclar estos productos y transformarlos en nutrientes para los cultivos, porque cuando se rompe el equilibrio y la dinámica: aportación-transformación-absorción de nutrientes se generan problemas de contaminación (Ruiz, 2001).

PRODUCCIÓN DE ESTIÉRCOLES

El estiércol es la fuente más común y antigua de materia orgánica, con este término se designa a los desechos de la cría y explotación de animales que puede variar desde un individuo hasta su manejo en gran número en las zonas ganaderas (Castellanos, 1982).

El efecto benéfico de utilizar estiércoles en la agricultura se ha conocido por siglos, hasta finales del siglo XIX, la agricultura dependió principalmente de los estiércoles para obtener buenas cosechas. Sin embargo, esto cambió rápidamente con la producción de fertilizantes químicos. Con fuentes naturales de gas, baratos y abundantes para la síntesis de amoníaco, los fertilizantes comerciales llegaron a ser tan accesibles y económicos que los estiércoles fueron desplazados. Pero debido a las actuales tendencias orgánicas, ecológicas o de sustentabilidad han vuelto a cobrar importancia (Buxade, 1995).

Anteriormente los animales se criaban dispersos en extensas superficies de terreno realizándose una inmediata y económica incorporación *in situ* del estiércol a los suelos pastoreados, actualmente con la estructuración de cuencas de producción, la ganadería tiende a centralizarse en áreas menores, este procedimiento, aunque productivamente es más eficiente, de un menor costo y con un control y prevención más adecuado de enfermedades, provoca la acumulación de grandes cantidades de estiércol el cual casi siempre se encuentra distante de los campos agrícolas en donde podría ser económicamente empleado, esto da como resultado la producción de condiciones desfavorables por contaminación de olores, nitratos, sales, biológicos, bacteriológica y de paisaje, entre otros.

En México el estiércol se obtiene principalmente de ganado bovino, siguiendo en importancia el avícola, porcino, cunícola, caprino y otros (Cuadro 1). El de bovino es el más valioso de los estiércoles ya que puede tener muy buenos niveles de nitrógeno y enriquecer la materia orgánica, pero si no es manejado adecuadamente este puede perderse e incluso contaminar con amonio y nitratos al ambiente. El mayor contenido de nitrógeno se presenta cuando el estiércol está fresco y posteriormente éste empieza a perderse si no se almacena adecuadamente llegando incluso a desaparecer totalmente su valor nutrimental. La calidad del estiércol varía de acuerdo a su origen, por ejemplo el estiércol de gallina es dos veces más rico en nitrógeno y cerca de 5 veces más rico en fósforo que el de bovino (Castellanos, 1982).

Cuadro 1. Estimaciones de producción de estiércoles por animales domésticos en la República Mexicana.

Animales	No. Total (millones)	Producción promedio de estiércol por animal y por año.	Producción anual (millones de ton).
Ganado vacuno	30.49	5.5	167.70
Cerdos	16.08	2.0	32.16
Caballos	2.74	2.0	5.48
Ovejas y cabras	14.75	300 kg	0.00441
Aves de corral	367.81	12 kg	4.413

Fuente: El Sector Alimentario en México, 2002, INEGI.

Los estiércoles pueden obtenerse en estado semisólido, semilíquido, fresco con poca o sin dilución de agua, en cualquiera de estas formas pueden ser aplicados directamente a los terrenos agrícolas, el cual puede mejorar o degradar la fertilidad. Dependiendo del suelo puede mejorar alguna propiedad al mismo tiempo que degrada otra, por ejemplo, las aplicaciones relativamente grandes y frecuentes de estiércol pueden ser de gran beneficio para las propiedades físicas de un suelo arenoso, pero el contenido de sales se puede elevar hasta niveles tóxicos para sostener la producción de un cultivo. También se han aplicado cantidades adecuadas de estiércol a un suelo fértil y productivo buscando satisfacer los posibles requerimientos nutritivos de una cosecha y no se presentan resultados perceptibles sobre sus características físicas (Lampkin, 1998).

Altos niveles de Nitrato (NO_3^-) y Nitrógeno (N) en el suelo estimulan la absorción de N y Potasio (K) más que la de Calcio (Ca) y Magnesio (Mg) de tal manera que la relación $\text{K}/(\text{Ca} + \text{Mg})$ se incrementa y puede causar diferencias de Mg en vacas preñadas o lactantes, un exceso de Sodio (Na) en el estiércol también puede contribuir a la acumulación de sales, el deterioro de la estructura del suelo afecta el rendimiento (García, 2001).

Los abonos orgánicos constituyen un grupo muy diverso de materiales procedentes de residuos de animales y vegetales más o menos transformados y que presentan unos altos contenidos en materia orgánica. Entre estos se pueden mencionar los siguientes:

- **Estiércol sólido.** Se compone fundamentalmente de excrementos de animales domésticos y una pequeña cantidad de orina y paja. Contiene N orgánico y amoniacal, fósforo, potasio y micronutrientes como Cu, Zn, Fe y Mn.
- **Estiércol líquido, purines.** Está constituido por orina fermentada de los animales domésticos, mezclada con partículas de excrementos, jugos que fluyen del estiércol y agua de lluvia. Por su importante contenido en sales potásicas el purín es considerado como un abono N-K. Es un abono de efecto rápido, ya que los nutrientes que contiene se encuentran en su mayor parte en forma fácilmente disponible. La aplicación en dosis elevadas de residuos líquidos puede conducir a la salinización del suelo.
- **Estiércol semi-líquido.** Se trata de una mezcla de excrementos y orina, a la que se le añade agua para facilitar su transporte y distribución.
- **Paja.** La paja es pobre en nutrientes, pero suministra materia orgánica degradable, por ejemplo celulosa, lo que constituye una fuente energética. Dado que la descomposición de la paja es lenta, esta debe enterrarse con gran antelación a la siembra.

- **Humus de lombriz.** Se denomina Humus de Lombriz, al producto de la ingestión y digestión de desechos orgánicos, preparados como alimento para ciertos tipos de lombrices de tierra.
- **Compost.** Es un producto de descomposición de residuos vegetales y animales, con diversos aditivos. Este grupo es el más amplio de los abonos orgánicos; comprende desde materiales sin ninguna calidad, procedente de los basureros, hasta sustratos perfectamente preparados con alto poder fertilizante.
- **Abono verde.** Se utilizan plantas enteras, o solamente residuos, como las raíces.
- **Lixiviado.** Jugo; extracto; fluido orgánico formado en el tracto digestivo de la lombriz.

El efecto del abonado verde consiste en la aportación de nitrógeno, de materia orgánica, así como la mejora de la estructura del suelo, y por último contribuye con gran cantidad de nutrientes asimilables, facilitando la movilidad de fosfatos y oligoelementos.

Por lo que para un uso adecuado del estiércol se requiere de un conocimiento adecuado del suelo, del estiércol y de los efectos que pueda tener en las diferentes propiedades del suelo. En el Cuadro 2, se presenta los contenidos nutrimentales de los dos principales tipos de estiércoles: el de bovino y el de gallinaza.

Cuadro 2. Composición de los estiércoles de bovino y gallinaza en base al momento de su aplicación al suelo en terrenos de productores de la Comarca Lagunera, Coahuila. México (Castellanos, 1985).

Nutrimento	Estiércol	Bovino	Estiércol	Gallinaza
	Rango*	Promedio*	Rango*	Promedio*
Nitrógeno	9.1 – 24.4	14.2	26 – 46.5	34.7
Fósforo	9.4 – 18.8	11.7	27.5 – 73.4	24.4
Potasio	17.9 – 47.8	34.1	13.1 – 36.8	20.9
Calcio	23.4 – 56.5	36.8	27 – 88.1	61.2
Magnesio	4.5 – 10.4	7.1	5 – 10.3	8.3
Sodio	2.5 – 7.5	5.1	3 – 7.9	5.6
Sales solubles	32 – 91.0	50	42 – 83	56
Materia orgánica	270 - 620	510	570 - 850	700

* Kg de nutrimento por tonelada seca de abono

La producción de estiércoles de ganado bovino en México ha sido una fuente importante de fertilizantes; si consideramos la generación de 5.5 ton/res/año de excrementos líquidos y sólidos, esto generan valores de 0.0029; 0.0008 y 0.0023 para NPK, respectivamente, o sea:

$$\text{Nitrógeno} = 128 * 10^6 * 0.0029 = 371.316 \text{ ton/año.}$$

$$\text{Fósforo} = 128 * 10^6 * 0.0008 = 102.432 \text{ ton/año}$$

$$\text{Potasio} = 128 * 10^6 * 0.0023 = 294.492 \text{ ton/año.}$$

Las bondades del estiércol al aplicarse al suelo es que aporta un 45% de Materia Orgánica (M.O), ésta sufre una descomposición durante el primer año que varía de 50 a 65% dependiendo de su estabilidad. Estiércoles recientes muestran el más alto nivel de descomposición y los viejos se descomponen más lentamente (Castellanos, 1985). Los estiércoles con más nitrógeno y con menos agua son los llamados calientes, éstos son producidos por las aves, ovejas y chivos, los medianamente calientes son los producidos por los cerdos y los no calientes son los estiércoles de vacas y puercos.

La calidad del estiércol (Cuadro 3) depende en gran medida de la forma en que éste es manejado, si el estiércol se amontona afuera, de manera desprotegida muchos de sus nutrientes se lixiviarán y volatilizarán. Si el estiércol ha sido descompuesto en un lugar cubierto es más rico en nutrientes que el

estiércol fresco, este estiércol una vez incorporado al suelo liberará lentamente los nutrientes conforme la planta lo va requiriendo, los estiércoles frescos queman la planta, a los estiércoles descompuestos sueltos y sin olor se les llama compostas.

Cuadro 3. Composición de estiércoles de animales selectos

Tipo de estiércol	% Humedad	Composición aproximada (Lbs/Ton)		
		N	P	K
Fresco con paja de establo				
Vaca				
Pato	86	11	4	10
Ganso	61	22	29	10
Caballo	67	22	11	10
Oveja	80	13	5	13
Pavo	70	20	15	21
Gallina	74	26	13	20
Buey	73	22	22	10
Puerco	85	12	7	11
	87	11	6	9
Estiércoles secos comerciales				
Vaca				
Conejo	21	20	20	38
Oveja	16	26	31	32
Gallina	10	32	25	41
Puerco	13	31	35	40
Concentrado de ganado	10	45	42	20
	17	25	24	42

Fuente: Knott's Handbook vegetable growers.1980.

La sobre aplicación de estiércol y purines en un suelo agrícola pueden ocasionar los siguientes problemas:

- a. Que el suelo quede contaminado.
- b. Todos los nutrientes que el suelo no puede transformar o incluso los transformadores y los que no son absorbidos por las plantas, son lavados o lixiviados y pasan al nivel freático contaminándolo.

c. Se pierde la fertilidad del suelo y la producción esperada.

La aplicación de dosis agroquímicas correctas de residuos ganaderos garantiza la función depuradora-transformadora del suelo en forma correcta, es decir, llegar al equilibrio entre la aportación de nutrientes vía residuos ganaderos y las extracciones que realizan los cultivos de esos nutrientes (Brady, 1990).

Cuando los residuos de la actividad ganadera son depositados en el suelo para que éste los depure y las cantidades aportadas son superiores a sus posibilidades de regeneración, se produce contaminación y agresión al medio ambiente. Entonces se da la separación de los sectores ganadero y agrícola; por la instalación de las granjas de tipo industrial para la producción animal intensiva, la automatización de los establos y a la mayor fluidez y dilución de los purines (en el caso del cerdo) por la utilización del agua a presión en la limpieza de los establos (Buxade, 1995).

La práctica de una ganadería intensiva en países europeos como Holanda, Francia, Dinamarca, Inglaterra y España han propiciado la acumulación de gran cantidad de residuos ganaderos para los que no siempre tienen cerca terrenos de cultivos suficientes o dispuestos para recibirlos.

Además de la cantidad producida, también se añaden problemas de almacenaje adecuado y suficiente, sistemas de transporte y dispersión sobre los campos, lo que provoca una contaminación de las aguas bien por el vertido incontrolado directo, bien por el uso agrícola excesivo o inadecuado que conlleva la contaminación difusa a través del agua de lluvia, en ambos casos la contaminación puede afectar tanto a las aguas superficiales como a las subterráneas (Ruiz, 2001).

En México, la contaminación por los residuos ganaderos es aún muy puntual y localizada y no tan generaliza como en la Unión Europea (UE). Los países miembros de la UE han propuesto soluciones alternas limitando la cantidad máxima de estiércol incorporado al suelo y que esta no exceda de la cantidad producida por el número de animales establecidos por hectárea (Cuadro 4). Con esto se consigue un equilibrio que garantice la no-contaminación de las aguas por nitratos.

Cuadro 4. Número máximo de animales productores de estiércol por hectárea de terrenos a la que se puede incorporar el mismo (Questsch, 2002).

Animales	Número máximo de animales por ha
Vacas lecheras	2
Ganado bovino joven o para carne	4
Cerdo de engorde	16
Cerdas con lechones	5
Patos	100
Gallinas ponedoras	133
Gallinas jóvenes 0-16 semanas	285

Se piensa también que una disminución de la producción de residuos puede lograrse con Normas sobre alimentación animal.

La intensificación ganadera actual después de todo es un eslabón más de la cadena productiva de nuestra sociedad de consumo y se ha incrementado sustancialmente en los últimos años porque es más rentable una explotación ganadera que una agrícola debido al valor añadido que siempre se le ha buscado.

En la Comarca Lagunera la concentración de una especie animal (Figura 1) en una menor superficie de terreno ha permitido maximizar la ganancia de los ganaderos, porque los rendimientos por unidad animal se ven incrementados sustancialmente (Fortis *et al.*, 2003), sin embargo, esta intensificación ganadera puede ocasionar una serie de situaciones como son:

1. Alteraciones al medio ambiente por los residuos zootécnicos
 - Al agua
 - Al suelo
 - A la atmósfera
2. Alimentación sintética del ganado con implicaciones para la:
 - Salud animal
 - Salud humana

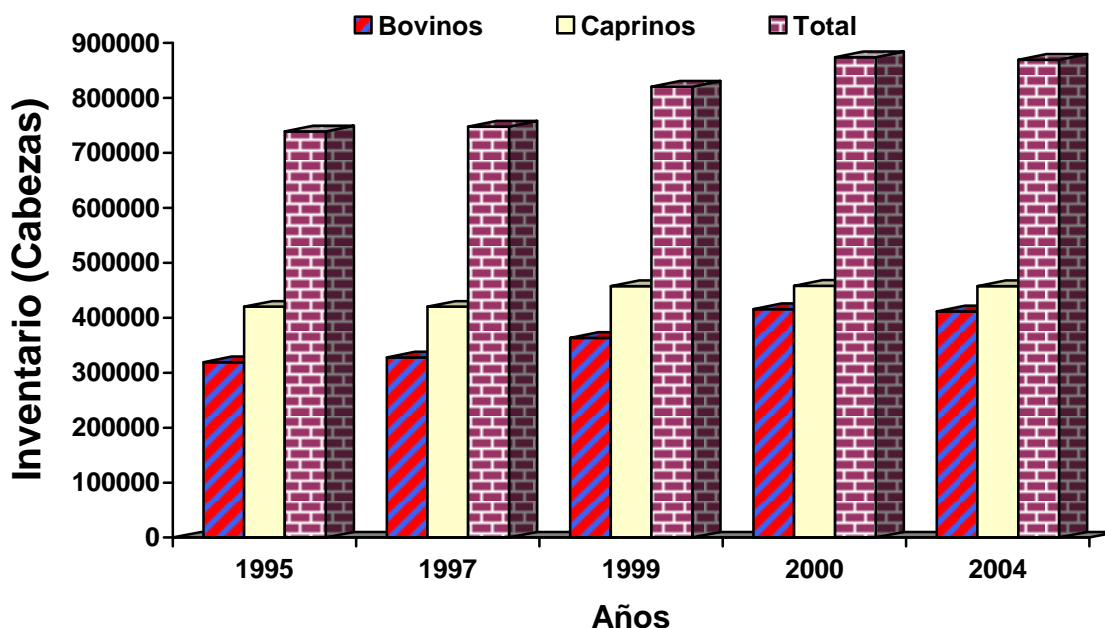


Figura 1. Inventario de cabezas de ganado Bovino y Caprino en la Comarca Lagunera

En general, la actividad ganadera es potencialmente contaminante sobre todo si los residuos no se gestionan correctamente y el productor se desprende de ellos pensando que son inocuos para el medio ambiente.

En relación con la contaminación del suelo, siempre se ha dado por hecho que el suelo puede asimilar todo lo que la actividad humana genera, equiparándose a una gran depuradora que es capaz de reciclar, reabsorber y reutilizar todo lo que se deposite en él. Obviamente que este supuesto es falso ya que el suelo es un sistema biológico que tiene vida y genera vida, es un recurso renovable en relación con la fertilidad y no renovable en cuanto a la pérdida física de su matriz por erosión, por lo mismo tiene una capacidad limitada de atención como elemento depurador.

El suelo es filtro y un reactor biológico que retiene una gran cantidad de contaminantes sólidos y líquidos en su matriz, pero como todo organismo biológico, tiene una capacidad natural que al saturarla pierde su capacidad regeneradora y recicladora de productos orgánicos.

En la Figura 2, se puede apreciar la generación de estiércol en la Comarca Lagunera.

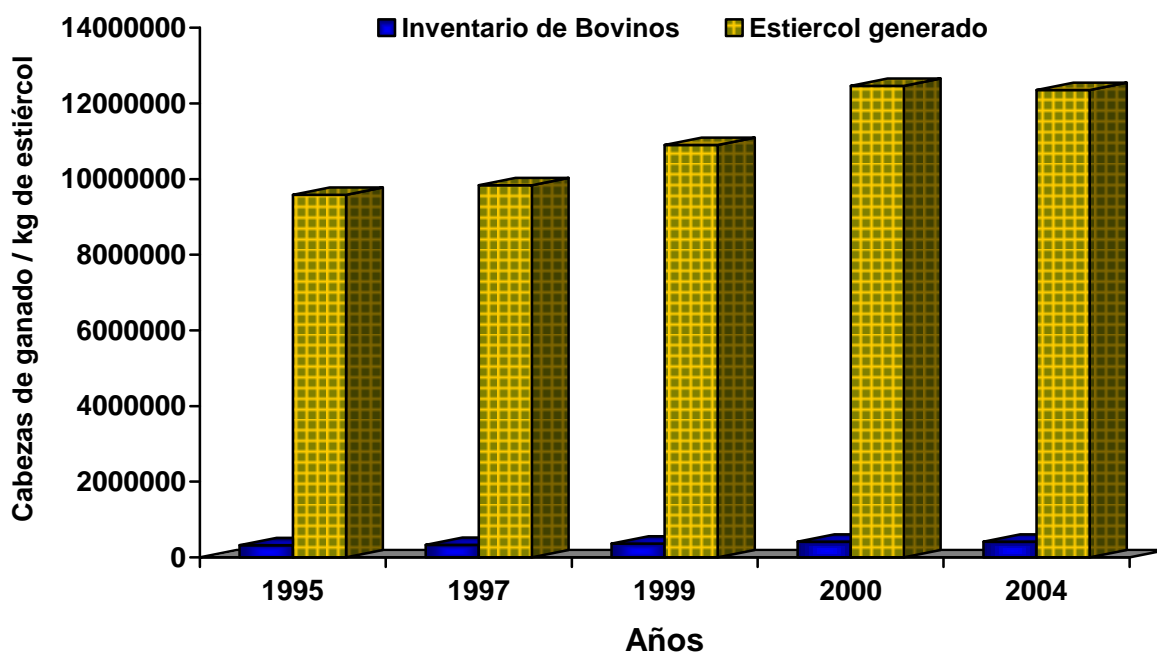


Figura 2. Producción de estiércol de bovino en la Comarca Lagunera

En los suelos agrícolas la pérdida de la capacidad depuradora se manifiesta por:

- i. La progresiva salinización del suelo
- ii. La pérdida de fertilidad por exceso de nutrientes y por la presencia de materiales pesados.
- iii. La pérdida de características físicas y químicas (estructura, textura, capacidad de retención, materia orgánica, etc.).
- iv. La erosión progresiva.

Con relación al contenido de materia orgánica del suelo está probablemente es una de sus principales características. Esta propiedad se asocia con la liberación de nitrógeno, fósforo y azufre, en cuyos ciclos juega un papel importante. Por otro lado, el nivel de materia orgánica también se asocia a la disponibilidad de Fe, Mn, Cu y Zn, por la acción quelatante que presenta.

También es una fuente de ácidos húmicos y fúlvicos que participan en la fisicoquímica del suelo y en la fisiología de la planta. La materia orgánica es la principal variable que afecta las propiedades físicas del suelo. Los suelos con alto contenido de materia orgánica tienden a presentar mayor conductividad

hidráulica, mayor compactación, lo que se refleja en un medio ambiente propicio para la penetración radicular y por ende en una alta fertilidad natural. En los suelos con alto nivel de materia orgánica pueden lograr los máximos rendimientos alcanzables para la variedad, clima y manejo del cultivo (Salazar *et al.*, 2003).

Los beneficios que la materia orgánica proporciona al suelo son múltiples, pero los podemos agrupar en dos grandes funciones. En primer lugar, actúa como un fertilizante o abono orgánico, y por otro lado, como una excelente enmienda al mejorar las propiedades del suelo.

Particularmente, los abonos orgánicos no requieren ser importados ni subsidiados, y ellos se obtienen a partir de los residuos orgánicos que la propia finca genera: estiércoles y rastrojos de cosechas, fomentando de esta manera un proceso de reciclaje alimenticio (trófico) y energético. Los fertilizantes químicos como la urea, superfosfatos, cloruro de potasio, etc. suministran al suelo un determinado nutriente: nitrógeno, fósforo o potasio respectivamente. A diferencia de ello, los abonos orgánicos poseen una composición más completa de nutrientes. Por ello, al descomponerse liberan no sólo nitrógeno, fósforo y potasio sino muchos otros nutrientes como el calcio, magnesio, azufre, y micronutrientes. Indudablemente la concentración de cada uno de ellos es más baja que la denominada "Ley" de los fertilizantes químicos, pero ello se compensa por la aplicación de dosis más altas en razón a su menor precio unitario. Un aspecto que pocas veces se toma en cuenta es la calidad del producto cosechado que, en el caso de la fertilización orgánica, es muy superior a los productos obtenidos con una fertilización química (Sánchez, 2000).

Por otro lado, como enmienda del suelo, la materia orgánica es insuperable. Ella actúa mejorando la fertilidad física, química y biológica del suelo. Así por ejemplo, en los suelos arenosos la materia orgánica mejora su textura e incrementa la capacidad de almacenamiento de agua, aspecto muy importante en zonas donde el agua es escasa y cara. Por el contrario, suelos arcillosos y compactos cuando se secan pueden volverse más sueltos y porosos con un suministro regular de materia orgánica. Pero, probablemente uno de los mayores beneficios de la materia orgánica, lamentablemente poco estudiado a pesar de su importancia, es que gracias a este componente, el suelo desarrolla gran actividad biológica al fomentarse la aparición de organismos y microorganismos benéficos como las lombrices de tierra, bacterias fijadoras de nitrógeno, controladores de plagas, etc.

El tipo de materia orgánica así como la dosis a emplear dependerá, en primer lugar, de la disponibilidad de ella en cada caso, del clima, del tipo de suelo, del cultivo a abonar, de las preferencias del agricultor, del costo, etc. No valen las recetas para todos los casos. Cada cual deberá experimentar qué tipo de abono orgánico le conviene más. En algunos casos puede ser el estiércol fresco o el estiércol fermentado (de vacuno, ovino, gallina, caprino, etc.). En otros, si se dispone además de estiércol, de rastrojos de cosecha, se puede preparar "compost". Otros pueden optar por la lombricultura y obtener el llamado "humus de lombriz". Si se cuenta con un mayor nivel tecnológico y la infraestructura necesaria se puede producir mediante la construcción de "biodigestores", los tan apreciados Bioabonos (líquidos y sólidos) además de Biogás como fuente de energía, sin costo adicional (Vidales, 2001).

Lo importante es que se está utilizando los propios recursos de la chacra para beneficio de ella, sin crear dependencia externa ni endeudamiento para el agricultor ni para el Estado. Si a ello se agrega el impacto positivo sobre el ambiente, al no quemar los rastrojos de cultivo, ni arrojar los excrementos de animales a los cursos de agua, la reflexión que surge es ¿no estarán mal orientados los subsidios del Estado al favorecer una agricultura poco sustentable?.

Hoy en día existe un creciente interés por utilizar fuentes orgánicas para abonar los suelos. Este interés proviene de un intento de regresar a los sistemas naturales de recuperar la fertilidad de estos a través de la agricultura orgánica. Para poder manejar la fertilidad, utilizando los abonos orgánicos, es necesario primero conocer sus contenidos nutrimentales (Cuadro 5).

Cuadro 5. Composición del estiércol vacuno

Características	Estiércol
% humedad	78 - 42
% total de sólidos	18 - 26
Sólidos volátiles como % del total de sólidos	70 - 80
Nitrógeno total	1.4 - 1.8

Fósforo total como P ₂ O ₅	1.1 - 2.0
Potasio como K ₂ O	0.8 - 1.2

Fuente: FAO. 1976. Materias Orgánicas Fertilizantes.

Al utilizar fuentes orgánicas como fertilizantes hay que tomar en cuenta que existen limitaciones para usar el estiércol fresco y estas tienen que ver con:

- Olor, particularmente en condiciones anaeróbicas (sin oxígeno).
- Contiene semillas de maleza.
- Fuente de patógenos y plagas.
- Puede llegar a contaminar los mantos acuíferos con nitratos.
- Puede llegar a ensalitrar al suelo.
- Si se coloca cerca de las plantas puede quemarlas.

RIESGOS ASOCIADOS CON ESTIÉRCOL ANIMAL

Cuando se utilizan materias fecales como fertilizante sin un tratamiento apropiado, existe el peligro de contaminación de frutas y hortalizas con bacterias patógenas. Estas bacterias pueden causar enfermedades gastrointestinales y de otra índole en los seres humanos. La supervivencia de los protozoos en el estiércol transformado en abono no ha sido claramente determinada (UMFDA, 2002).

El material fecal animal es una fuente importante de contaminación microbiológica de productos agrícolas frescos. Los organismos ligados a estas fuentes incluyen la *Salmonella* y anaerobios tales como *Enterococcus* y otras bacterias intestinales. Uno de los organismos más infecciosos presentes en el estiércol animal es *E. coli* O 157:H7, que en general procede del material fecal de los rumiantes como las vacas, las ovejas y los ciervos. Otros riesgos importantes que se encuentran en la materia fecal animal incluyen *Salmonella* y *Cryptosporidium* (FDA, 1998).

El estiércol animal y los desechos biológicos sólidos pueden proporcionar fertilizantes eficaces y seguros si son tratados de manera adecuada. Si el tratamiento es inadecuado o si no se utiliza tratamiento alguno, el riesgo de contaminación de las frutas y hortalizas con microorganismos

patógenos es extremadamente elevado. La tasa de supervivencia de los contaminantes en el estiércol y su transferencia a las cosechas depende de un cierto número de factores, que incluyen el tipo de suelo, la tasa de aplicación del estiércol, el PH del suelo, el método de transformación en abono y el momento de su aplicación. La aplicación continua de estiércol no tratado en un suelo podría dar lugar a una amplia supervivencia de los patógenos y a su crecimiento, lo cual incrementa el riesgo de contaminación en el suelo como diseminación de la contaminación a los lugares circundantes (Keller, 2002).

Además de los riesgos microbianos, el uso de desechos biológicos sólidos en la tierra puede también introducir riesgos químicos, tales como metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos. Estos materiales pueden acumularse hasta concentraciones que llegarán a ser dañinas para el crecimiento de las plantas. Otro efecto pernicioso del estiércol impropriadamente tratado consiste en una calidad menor del agua, debido a la liberación de sustancias que necesitan oxígeno, sólidos en suspensión y nitrógeno.

Contaminación de suelos agrícolas

En relación a los suelos agrícolas, en estos se emplean una variedad de residuos, estos residuos, se aplican en tasas y usando técnicas que hagan mínimo el riesgo de contaminación y máxima la absorción de nutrientes por las plantas. En las peores circunstancias, los residuos se aplican de acuerdo con una estrategia de “evacuación” que ignora los principios agronómicos y del suelo, dando lugar a un potencial de contaminación elevado. La variedad de residuos que se emplean en el suelo agrícola es demasiado grande para un listado exhaustivo y caracterización. Los lodos que proceden de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales industriales, domésticas y combinadas (así como del agua residual tratada) y los residuos que proceden de las fábricas de alimentos (sangre, panza, suero, residuos que proceden del tratamiento de aguas residuales) son predominantes en volumen. En muchos casos, estos residuos contienen sólo materia orgánica y nutrientes inorgánicos aunque las cantidades relativas de cada uno varían considerablemente para los diferentes residuos. El potencial de contaminación es reducido por los mismos procesos físicos, químicos y biológicos del suelo (Atlas y Bartha, 2002).

Producción de residuos en las granjas

Aunque la industria agrícola incluye todas las facetas de la agroindustria desde la producción de materias básicas hasta el procesamiento de los productos finales, solo se abordará la generación de residuos que se producen en una granja (Cuadro 6). Bajo este supuesto, los contaminantes de las granjas pueden clasificarse como físicos (por ejemplo, suelo erosionado, las emisiones gaseosas), químicos (por ejemplo, nutrientes) o biológicos (por ejemplo, bacterias). Las fuentes de estos contaminantes son diversas: residuos animales, efluente ensilado, esorrentías contaminadas procedentes de las zonas de corrales, lavados lácteos, pesticidas y combustibles. El estiércol de animal es con mucho el más significativo. Los residuos de animal que requieren un control incluyen todo el estiércol de los cerdos y de las aves de corral y además el producido por el pastoreo durante el período de alimentación en interiores en invierno. Si no son adecuadamente utilizados, estos residuos tienen un potencial significativo para causar contaminación tanto del aire como del agua; en términos de la volatilización del amoníaco y de los olores molestos (Ruiz, 1999).

La excreción (heces y orina procedente de los animales en una dieta de forraje consistentes aproximadamente en un 65 por ciento de heces y un 35 por ciento de orina en volumen) consiste en los restos parcialmente digeridos de la ingestión del pienso de los animales diluidos con cantidades variables de agua.

La excreción incluye una gama de materiales que varía desde los restos de los alimentos no dirigidos hasta los componentes primarios de los tejidos vegetales, dióxido de carbono, minerales y agua combinados con los microbios procedentes del tracto digestivo de los animales. Los contenidos microbianos de los residuos animales los hacen sustancias biológicamente activas, una de sus características importantes. La actividad microbiana es la responsable de la mineralización de los nutrientes en la materia orgánica.

Cuadro 6. Producción diaria aproximada de excremento de animales de granja

Tipo de ganado	Peso corporal (kg)	Excrementos (aproximado litros/día)		Excrementos (% aproximado de materia seca)
		Intervalo	Típico	

Vacuno:				
- Ternero hasta 2 meses alimentado con alimento líquido concentrado.	73	4.0-6.1	5.0	12-14
- Ternero hasta 6 meses	160	6.3-7.8	7.5	12-14
- Vaquilla hasta 12 meses	270		15.0	12-14
- Vaquilla hasta 18 meses	380		20.0	12-14
- Vaca estabulada hasta 12 meses	400	10-34	27	12-14
- Vaca lechera	500	32-54	41.0	13
Caballo	680		30.0	9
Cerdos:				
- Lechón hasta 3 semanas	5		1.0	10
- Cerdo destetado	12	1.5-2.5	2.0	10
- De engorde alimentado con pienso seco.	50	2.0-5.5	4.0	10
- De engorde alimentado con agua:				
- De engorde alimentado 2:1	50	2.0-5.5	4.0	10
- De engorde alimentado 4:1	50	4.0-9.0	7.0	6
- De engorde alimentado con	50	M. variable	15.0	3-5
bazofia	50	14.0-17.0	14.0	2
- De engorde alimentado con suero				
Aves y animales de corral:	2	0.10-0.14	0.04	60
- Pollo	2	0.39	0.03	25
- Gallina ponedora	2.7			
- Conejo	7		0.17	23
- Pavo				

Fuente: Adaptado de Kiely (1999).

Composición de minerales/nutrientes procedentes de los fangos agrícolas

La composición de nutrientes o el valor fertilizante del fango están influenciados por el tipo de animal, la dieta animal, las condiciones de almacenamiento de los residuos y la extensión de la dilución con agua, con el estrato o con el estiércol.

Los nutrientes (Cuadro 7), incluyen cantidades significativas de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S). Contienen también, en cantidades más pequeñas, calcio, magnesio y elementos traza. El lodo de ganado comparado con el de cerdo es alto en K y bajo en P. Esto refleja la diferencia en las concentraciones de nutrientes entre la alimentación con hierba y la de cereales del ganado y cerdo respectivamente. Se añade P mineral extra a la dieta alimenticia de los cerdos para satisfacer los requisitos de crecimiento a causa de su incapacidad para satisfacer los requisitos de crecimiento a causa de su incapacidad para absorber el P suficiente del componente cereal de la dieta.

Cuadro 7. Composición de materia seca y de nutrientes del estiércol animal

Tipo de estiércol	Materia seca (g/kg)	Composición del lodo agrícola (kg/10 t)		
		Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Fangos de ganado	69	36	6	43
Fangos de cerdo	32	46	9	26
Estiércol	17	35	9	40
Estiércol de corral	20	45	10	60
Aves				
Parideras	70	260	90	120
Ponedoras	24	140	50	60

Fuente: Kiely (1999).

La concentración de nutrientes aparentemente más alta en las aves de corral comparado con los lodos de ganado o de cerdo refleja en el primero el mayor contenido de materia seca. Debido a la alta variación de las concentraciones de los nutrientes en los residuos animales, se requieren análisis individuales de una granja dada para una determinación precisa del valor nutriente de los residuos animales.

En este sentido, la contaminación del suelo no es una cuestión típicamente debida a la naturaleza de los contaminantes agrícolas, que son la materia orgánica y los nutrientes (y el suelo erosionado en algunos ejemplos). El nitrógeno se suele perder por lixiviación en los sistemas agrícolas, volatilización

y desnitrificación. El fósforo se suele perder por escorrentía, al igual que la materia orgánica y el suelo erosionado.

Contaminación potencial del agua de los residuos agrícolas

Los residuos de los animales son de alta resistencia y tienen potencial para provocar serios problemas de contaminación del agua. En el Cuadro 8, se compara distintos residuos animales (al 4 por ciento en base seca) con la composición del agua fecal bruta (sin tratar) típica.

Como se evidencia por las altas concentraciones tanto de DBO5 (demanda bioquímica de oxígeno) y la DQO (demanda química de oxígeno), los residuos de animales tienen cantidades considerables de materia orgánica y de especies inorgánicas reactivas (o sea, amoníaco) que ejercerán una demanda excesiva de oxígeno en las aguas superficiales. Estas altas demandas de oxígeno también excluyen el tratamiento mediante procesos convencionales de los residuos de animales, como se ha hecho con las aguas fecales domésticas y otros residuos industriales. En consecuencia, la aplicación al terreno es un método económicamente viable y ambientalmente sostenible de “tratar” los residuos animales. La aplicación de los residuos animales al terreno no resultará en contaminación del mismo cuando se aplica en proporciones agronómicas y en las épocas correctas del año.

Cuadro 8. Composición del estiércol de diversos animales (4% de materia seca) y agua residual doméstica bruta.

Componente	Fuente de agua (mg/l)
------------	-----------------------

	Ganado de ordeña	Ganado vacuno	Cerdo	Pollo	Humano
Sólidos totales (ST)	40,000	40,000	40,000	40,000	500
Sólidos volátiles (SV)	29,700	31,000	31,600	31,100	350
DBO ₅	6,000	6,700	12,800	9,800	200
DQO	36,200	35,600	32,800	36,000	450
Nitrógeno como N	1,600	1,900	2,500	2,900	30
Fósforo como P	300	400	950	1,100	10
Potasio como K	860	1,100	1,400	1,100	10

Fuente: Departamento de Agricultura de EE UU (1975).

La aplicación al terreno de algunos residuos de alta resistencia en proporciones altas puede provocar que aquél llegue a ser temporalmente anaerobio debido a la demanda de oxígeno de los residuos.

Las aplicaciones masivas repetidas de residuos animales al terreno pueden producir una acumulación de niveles de P en aquél, aunque los casos en que se han alcanzado niveles de P fitotóxicos son muy raros. El aumento de los niveles de P en el suelo se asocia más frecuentemente con el mayor potencial para liberar P soluble en agua y el consiguiente aumento en el potencial de contaminación del agua. En los sistemas de agua dulce, concentraciones mínimas de P soluble (0.01 ml) son suficientes para causar la floración de las algas si se satisfacen otras condiciones ambientales. Estas floraciones, a su vez, reducen los niveles de oxígeno en el agua a niveles que provocan la muerte de los peces, aumentando los costos en el tratamiento de agua (si el agua se usa para el abastecimiento público potable) y son estéticamente inaceptables. En los sistemas salinos, pequeñas concentraciones de N pueden estimular el crecimiento de las algas.

Los olores son el “contaminante” del aire más reconocible que se origina en los residuos animales; generalmente estas emisiones están asociadas con el proceso de la aplicación al terreno. Aunque menos evidente a las personas, la volatilización del NH₃ de los residuos de los animales ha sido identificada como un serio contaminante del aire en ciertas regiones. Se ha aprobado una legislación estricta para controlar la pérdida de N gaseoso en países con graves problemas como en los Países Bajos.

El terreno agrícola está convirtiéndose en un receptor propicio para los lodos de las aguas residuales, impulsando la aprobación de ordenanzas para controlar el empleo de los fangos de alcantarillas con objeto de prevenir los efectos dañinos al suelo, a la vegetación, a los animales y a los seres humanos. La Directiva 86/278/CEE establece el porcentaje máximo de aplicación de los lodos y estipula que los fangos de aguas residuales deben aplicarse al terreno de acuerdo al código de buena práctica para evitar la contaminación de las aguas y las emisiones de niveles molestos de olores.

En Estados Unidos, las leyes aprobadas por el Congreso tienen el mismo efecto en los distintos estados que las directivas de la UE en los países miembros, al establecer las normas mínimas para la protección ambiental. El control de la contaminación del agua originada por la agricultura (al igual que la procedente de otras fuentes contaminantes) está ordenado por las Enmiendas a la Ley de Control de la Contaminación del Agua de 1972 y su sucesora, la Ley de Agua Limpia (PL 95-217). La Ley Agrícola de 1990 en EEUU exigió medidas específicas para la protección del ambiente a las explotaciones agrícolas que intentaban participar en los programas federales de asistencia agrícola.

NORMAS DE APLICACIÓN DE RESIDUOS ANIMALES

El principal de todos los residuos ganaderos son los purines y los excrementos que por su elevada producción, por la mala gestión y por los problemas medioambientales que causan y especialmente por sus características físico-químicas y biológicas que dañan directamente al suelo y al agua. No omitir que es posible su valorización económica y su utilización en la agricultura, como excelente fertilizante orgánico.

La Comunidad Europea cuenta con una legislación sobre los residuos ganaderos, que es aplicada a los países miembros (Cuadro 9). La Legislación medioambiental presenta tres vertientes claramente diferenciadas:

- 1) Preventiva
- 2) Sancionadora y/o coercitiva
- 3) Reparadora

Las condiciones climáticas de cada país, el desarrollo tecnológico del sector agropecuario, el grado de intensidad de la contaminación y la sensibilidad ciudadana sobre el medio ambiente, son los factores claves en el momento de valorar el contenido de las legislaciones europeas sobre los residuos ganaderos (Vélez, 2001).

Los numerosos problemas planteados por los excedentes de desechos del ganado al medio ambiente, especialmente a los suelos y aguas, evidencian que la ganadería intensiva debe ser reglamentada.

Cuadro 9. Reglamentación Europea sobre residuos ganaderos

País	Reglamentación
España	En el reglamento de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas, una granja o actividad ganadera esta considerada como una actividad molesta (por ruidos y malos olores), insalubre y nociva (por las aguas residuales o purines por los residuos o excrementos, por las posibles enfermedades infecciosas y por la contaminación del suelo).
Holanda	Es el país con más limitaciones referente a la producción y utilización de residuos ganaderos orgánicos. Básicamente estiércoles y purines. La Ley de Protección del Suelo, obliga a los ganaderos a hacer balances de nutrientes de cada campo de cultivo, relacionando la producción obtenida y el uso de estiércoles, limita los períodos de aplicación del purín como fertilizante. Se creó el Banco Nacional de Estiércoles que tiene como misión facilitar la gestión de los residuos ganaderos, su función es la de facilitar el almacenaje y la redistribución del purín, así como su comercialización como fertilizante orgánico.
Finlandia	Su reglamento contempla la no aplicación de residuos ganaderos a distancias menores de los 25 – 50 metros de ríos y lagos.

En México, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) en relación a la contaminación por actividades agrícolas (uso de herbicidas, insecticidas, fertilizantes químicos) y

pecuarios (Purines, excrementos ganaderos diluidos) entre otros, del suelo y aguas superficiales y subterráneas, prácticamente es nula su atención a estos problemas.

Legislación sobre residuos ganaderos

En México se cuenta con una Norma Oficial Mexicana (NOM) para las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos. Se encuentran registradas 15 Agencias de Certificación, de las cuales 3 son de origen mexicano (CERTIMEX, CUCEPRO y CADS) y una agencia internacional (OCIA) división México.

Las empresas extranjeras más importantes que operan en nuestro país son: Organic Crop Improvement Association Internacional (OCIA), con sede en Estados Unidos; Naturland, de Alemania, y Quality Assurance International, de Estados Unidos. La certificación nacional corresponde al Comité Universitario Certificador de Productos Orgánicos de la Universidad de Colima, a la Certificadora Mexicana de Productos y Procesos Ecológicos S.C. (Certimex), que realiza procesos de cocertificación con empresas internacionales; a la Asociación Civil Dana y otros (Woller, 2007).

Muchos programas de certificación requieren medidas adicionales de protección del ambiente, por ejemplo, en las esferas relativas a la conservación de suelos y aguas, la lucha contra la contaminación o el uso de agentes biológicos se aplican por lo general medidas específicas.

En nuestro país la producción de productos orgánicos se rige por la Norma Oficial Mexicana NOM-307-Fito-1995 / 1997 (Cuadro 10), en la que se establecen las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos, aunque la producción y comercialización orgánica ha estado inserta en el mercado internacional a través de empresas certificadoras e intermediarias de países industrializados que han fijado las pautas para los productores nacionales y para la exportación.

La normatividad de la agricultura orgánica comprende el establecimiento de estándares para la producción y el procesamiento de los productos orgánicos, así como los instrumentos que posibilitan el cumplimiento de los sistemas de regulación.

En el siguiente cuadro se aprecia en detalle los datos de identificación de la NOM establecida por la Secretaría de Economía (antes SECOFI).

Cuadro 10. Norma Oficial Mexicana (NOM)

DATOS DE IDENTIFICACIÓN	
Clave de la norma	NOM-037-FITO-1995
Título de la norma	Por la que se establecen las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos.
Fecha de publicación	23 de abril de 1997
Fecha de entrada en vigor	24 de abril de 1997
Tipo de norma	definitiva
Producto	Producción orgánica
Rama de la actividad económica	Alimentos
Dependencia	SAGARPA
Comité Consultivo	CCNN DE PROTECCIÓN FITOSANITARIA (FITO)

FUENTE: Secretaria de Economía

Y muy recientemente, entrego en vigor la NORMA Oficial Mexicana (con carácter de emergencia) NOM-EM-034-FITO-2000, que contiene los requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas en los procesos de producción de frutas y hortalizas frescas.

En esta se definen, entre otros, a los **fertilizantes orgánicos como:** Productos de origen vegetal o animal que por efecto de la descomposición microbiana e incorporación al suelo, suministran elementos útiles para el crecimiento de las plantas.

En relación a la Fertilización se menciona que hay que:

- a) Tratar el estiércol, lodos residuales y otros fertilizantes orgánicos con procedimientos como composteo, pasteurización, secado por calor, radiación ultravioleta, digestión alcalina o combinación de éstos, y constatar mediante pruebas de laboratorio, que el sustrato no excede la

cantidad de metales pesados, bacterias coliformes fecales y huevos de helminto (especificados en el Apéndice 1 y 4).

- b) Almacenar y tratar los fertilizantes orgánicos en lugares alejados a las áreas de producción de frutas y hortalizas frescas y en condiciones que eviten la contaminación cruzada por escurrimiento o lixiviación.

También se especifican los límites máximos de metales pesados (Cuadro 11).

Cuadro 11. Límite máximo de metales pesados, coliformes fecales y huevos de helminto en suelo.

CONTAMINANTE	KG/HA*
Arsénico	41
Cadmio	39
Cromo	3,000
Cobre	1,500
Plomo	300
Mercurio	17
Níquel	420
Zinc	2,800

*En base a peso seco

Fuente: PROY-NOM-005-ECOL-2000

CONTAMINANTE	NMP/gr DE SUELO SECO
COLIFORMES FECALES	MENOS DE 1000
HUEVOS DE HELMINTO	MENOS DE 10

Fuente: PROY-NOM-ECOL-004-2000

Cuadro 12. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en estiércol, lodos residuales y otros fertilizantes orgánicos.

CONTAMINANTE	LIMITE EN BASE SECA
--------------	---------------------

COLIFORMES FECALES	MENOS DE 1000 NMP*/gr
SALMONELLA	MENOS DE 3 NMP/gr
HUEVOS DE HELMINTO	MENOS DE 10 HUEVOS/ gr

*NMP=Número más probable

Fuente: PROY-NOM-ECOL-004-2000

Durante toda la historia escrita los residuos animales han sido aplicados en la tierra como una fuente de nutrientes y materia. No es extraño pues que las normas de práctica se hayan desarrollado para guiar la utilización de estos residuos para lograr los objetivos agronómicos y ambientales. Estas normas o códigos también ofrecen una guía apropiada para la aplicación en la tierra de otros residuos orgánicos. En el Cuadro 13, se proporciona un resumen conciso de unas normas de aplicación de estiércol.

Cuadro 13. Normas típicas de una práctica adecuada para esparcir estiércol

1. Aplicar el estiércol en las tasas que tienen en cuenta las necesidades nutritivas de la cosecha y los niveles de fertilidad del suelo.
2. Utilizar periódicamente un programa de comprobación del suelo y estiércol para determinar las aportaciones y necesidades de nutrientes.
3. Aplicar el estiércol lo más pronto posible en cualquier temporada de crecimiento
4. Evitar aplicar estiércol sobre suelos mojados o encharcados, terrenos congelados o cubiertos de nieve, y sobre áreas cerca de aguas superficiales y fuentes subterráneas.
5. Comprobar siempre los partes meteorológicos antes de aplicar el estiércol; evitar extenderlo si se ha pronosticado precipitaciones que puedan producir escorrentías en las 48 horas siguientes.
6. Utilizar equipos de aplicación calibrados y utilizados de acuerdo con las especificaciones para lograr las tasas de aplicación de residuos deseados.
7. Evitar la contaminación directa de las aguas superficiales y subterráneas manteniendo un margen de seguridad suficiente (zonas tope o suelos insaturados, respectivamente) entre estos recursos y el lugar de aplicación del estiércol.
8. Donde sea posible, evitar dejar el suelo al descubierto durante el invierno.

9. Tomar todas las medidas razonables para reducir las emisiones de olor (incorporar los residuos inmediatamente, si es posible; no aplicar estiércol cuando los vientos dominantes vayan hacia residencias cercanas; utilizar aspersores de trayectoria corta en vez de trayectoria larga).

Requisitos de calidad de agua residual

Muchos países han publicado varias directivas para proteger la calidad ambiental. Por ejemplo, en la Unión europea se ha establecido una legislación la cual establece un estándar mínimo para la protección ambiental que debe adoptarse por todos los países miembros. Una de las más importantes es la “Directiva sobre el Agua Potable” (80/778/CEE) establece las concentraciones máximas de los distintos contaminantes que se admiten en el agua potable pública. Una legislación similar (Directiva 79/659/CEE) establece los límites de la calidad del agua para la protección de los hábitats de los peces. Conjuntamente, estas directivas proporcionan unos medios generales mediante los que controlar la contaminación a partir de una variedad de causas, incluyendo la agricultura.

La legislación diseñada específicamente para proteger el agua subterránea a partir de las fuentes agrícolas de los nitratos es la “Directiva de los Nitratos en el Agua Subterránea” (91/676/CEE). La Directiva reafirma una concentración máxima admisible (MAC) de nitrato en el agua subterránea de 50 mg/l que se estableció por la Directiva 80/778/CEE. Además, la legislación indica qué códigos de buena práctica agrícola serán establecidos por los países miembros, para ser llevados a cabo de forma voluntaria por los agricultores.

El terreno agrícola está convirtiéndose en un receptor propicio para los lodos de las aguas residuales, impulsando la aprobación de ordenanzas para controlar el empleo de los fangos de alcantarillas con objeto de prevenir los efectos dañinos al suelo, a la vegetación, a los animales y a los seres humanos. La Directiva 86/278/CEE establece el porcentaje máximo de aplicación de los lodos y estipula que los fangos de aguas residuales deben aplicarse al terreno de acuerdo al código de buena práctica para evitar la contaminación de las aguas y las emisiones de niveles molestos de olores.

Por otra parte, la normatividad más amplia que regula la calidad de los lodos finales es la de la Water Environmental Federation (WEF, 1993). Para cumplir con estas normas, los requisitos de patógenos en lodos de depuradoras están detallados y explícitos. Por ejemplo la aplicación de lodos en la agricultura deben seguirse las siguientes condiciones:

- ✓ Para cosechas alimenticias: no cosechar antes de 14 (hasta 38) meses después de la aplicación del lodo (dependiendo de la cosecha)
- ✓ Cosechas de forrajes no cosechar antes de 30 días
- ✓ Pastos: no pastoreo antes de 30 días
- ✓ Césped: no cosechar antes de un año
- ✓ Acceso público: acceso prohibido durante 30 días en las zonas de baja exposición (hasta un año para las de alta exposición).

Buenas Prácticas Agrícolas: Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato, A.C (CESAVEG).

El gobierno del estado de Guanajuato promovió el desarrollo del Programa sobre Aseguramiento de Inocuidad en Frutas y Hortalizas que administra el CESAVEG (2002) para que los agricultores ofrezcan productos que reúnan las condiciones de sanidad que esperan los consumidores nacionales y extranjeros, generando al mismo tiempo ventajas competitivas en los mercados. Este programa fue auspiciado por el Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato, A.C. (CESAVEG) y la Institución Guanajuato para la Calidad, A.C., está sustentado en la guía Técnica del Sistema de Buenas Prácticas para el aseguramiento de la inocuidad (IGC).

El documento elaborado menciona que en la actualidad existen las buenas prácticas agrícolas que son el componente fundamental de inocuidad y corresponde a una serie de recomendaciones establecidas para asegurar un ambiente limpio y seguro para los trabajadores, así como para minimizar el potencial de contaminación de los productos alimenticios.

Un programa de Buenas Prácticas Agrícolas incluye temas como las condiciones generales de los campos de cultivo, uso adecuado de plaguicidas y fertilizantes, procedencia y manejo de agua,

monitoreo y manejo integrado de plagas y enfermedades, prácticas de cosecha, higiene del trabajador, entre otras.

Condiciones generales del terreno

En general tanto los campos de cultivo como los caminos y canales de riego que los rodean, deben presentar una condición acorde al uso del terreno, esto es, deben estar libres de materiales extraños tales como bolsas de plástico, envases de plaguicida, envases de vidrio y en general de materiales diferentes a los naturales de un campo de cultivo. Asimismo se deberán evitar terrenos adyacentes a posibles fuentes de contaminación como lo son aquellos que pudiesen recibir escurrimientos de aguas contaminadas o campos cercanos a los rellenos sanitarios o zonas industriales.

Información requerida

La documentación de la descripción física del tipo de terreno, historial de producción, previo uso y mejoras al suelo serán usadas para identificar riesgos potenciales microbiológicos. El registro debe incluir la siguiente información

- Descripción del tipo de textura del terreno:

Se refiere a la textura del suelo, que puede ser franco arenoso, franco arcilloso, limoso, etc.

- Coordenadas GPS (Geografic Position System) de cada tabla inscrita.

- Historial de producción:

Años sembrados con la fruta u hortaliza.

Si es menos de tres años, documente los cultivos anteriores o los usos del terreno

- Previo uso de la tierra:

Mantenga un historial del uso de la tierra principalmente de aquellos eventos que sean poco comunes, tales como tierra para desechos, tierras para extracción de aceites, etc.

- Uso de las tierras adyacentes:

Documente y especifique el uso de las tierras adyacentes especialmente tierras de pastoreo o granjas.

- Análisis microbiológico del suelo:

Cuando existan sospechas de contaminación y anexe una copia.

Estiércol y abonos orgánicos

El uso de los fertilizantes orgánicos y estiércoles está permitido siempre que estos hayan pasado por un tratamiento que destruya los posibles agentes microbiológicos patógenos presentes en tales materiales, es necesario seguir las siguientes recomendaciones:

- Siempre que se desee utilizar estiércoles y lodos de plantas de tratamiento como fertilizante, estos deben haber sido composteado antes de ser aplicado en el campo. (Ver Apéndice I)
- Los estiércoles deben mantenerse en confinamiento para su compostaje en zonas adecuadas, retiradas de los campos de producción de hortalizas y de los empaques, de tal manera que no representen riesgo de contaminación para los cultivos, fuentes de agua y productos empacados.
- Las aplicaciones de abonos orgánicos deberán hacerse durante la fase inicial del cultivo, siempre y cuando estén debidamente composteados.
- Cuando se apliquen abonos orgánicos éstos deberán ser debidamente incorporados al terreno.
- Nunca se debe usar estiércol fresco como abono para una hortaliza.
- Los animales domésticos tales como cabras, vacas, caballos, perros, etc., pueden ser fuentes de contaminación y se deberán mantener fuera de los campos de cultivo en la medida de lo posible.

Información requerida

El productor debe documentar el uso de mejoras orgánicas (compostas, estiércoles, etc.) de acuerdo al Anexo 1 Bitácora 01:

- ¿Cuánto se usó y cuándo se aplicó?
- Origen del material (composta, productor, pastadero, etc.).
- Realizar análisis de compostas en laboratorios donde demuestre la ausencia de patógenos.

Recuerde que no debe guardar o aplicar al terreno mejoras orgánicas (composta, estiércol, etc.) en época próxima a la maduración del cultivo.

El uso de composta curada deberá tener una aplicación y manejo adecuado de acuerdo a las Buenas Prácticas Agrícolas para evitar contaminaciones microbiológicas.

“Curación” significa las etapas finales del proceso de la descomposición de la composta lo cual ocurre después de que ha pasado por una reducción de patógenos y de que los materiales ya metabolizados han sido descompuestos y estabilizados.

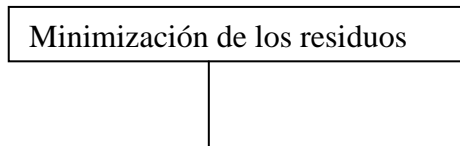
El uso de estiércol crudo de animales biosólidos / aguas negras de desagüe que no han pasado por un proceso de curación, aumentan el riesgo de contaminantes microbiológicos.

Verifique el adecuado proceso. Solicite a su proveedor de composta la documentación donde muestre el análisis de reducción de patógenos.

Las pruebas al terreno para la determinación de *E. coli* (H: 0157) pueden ser necesarias donde los usos previos de la tierra tienen un riesgo potencial microbiológico, tales como operaciones de establos, granjas vitivinícolas o donde se halla aplicado bastante estiércol de animal. Se sugiere también se realicen pruebas después de una inundación, pérdidas o deslaves de las tierras adyacentes. Los agricultores que hayan tenido estas prácticas deberán hacer estas pruebas antes de la siembra y mantener el resultado de los análisis por lo menos dos años.

ELEMENTOS DE UN PROGRAMA DE MINIMIZACIÓN DE LOS RESIDUOS

De acuerdo con la jerarquía del tratamiento de los residuos, todas las estrategias que se vayan a seguir para la minimización de los residuos deben respetar la secuencia de prioridades que aparecen en la siguiente Figura 3.



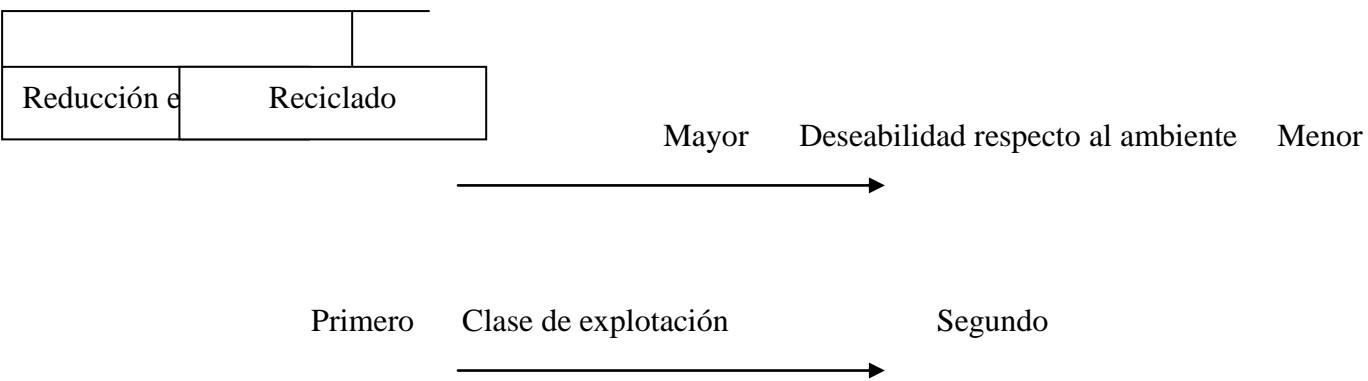


Figura 3. Prioridades de minimización de residuos

Para asegurar un programa de minimización de los residuos óptimo, se debe emplear una estrategia de amplio alcance. Esto es, de alguna manera, parecido a la estrategia de seguridad adoptada por muchas grandes empresas.

Los pasos fundamentales para una estrategia de minimización de los residuos pueden ser resumidos de la siguiente manera:

- Implicación en la gestión
- Establecimiento de los objetivos
- Seleccionar los focos objetivo
- Evaluación económica y técnica
- Implementación de los programas
- Seguimiento de la evaluación y control

Tratamientos para reducir los riesgos asociados con el estiércol

Para transformar los desechos orgánicos en fertilizantes seguros (abono), es preciso seguir un método que reduzca la presencia de bacterias patógenas. La creación de abono es un proceso natural, biológico,

mediante el cual el material orgánico se degrada y descompone. El proceso de transformación en abono es llevado a cabo por bacterias y hongos que fermentan el material orgánico y lo reducen a un humus estable. Debido a que el proceso de fermentación genera mucho calor, reduce o elimina los riesgos biológicos en la materia orgánica.

Los tratamientos de transformación en abono pueden ser divididos en dos grupos, tratamientos pasivos y tratamientos activos.

Tratamientos pasivos

Estos tratamientos se basan principalmente en el paso del tiempo y en factores ambientales (como son las fluctuaciones normales en la temperatura y la humedad, y la presencia de rayos ultravioletas) para reducir el nivel de microorganismos patógenos. Los agricultores que hacen uso de dichos tratamientos pasivos para la reducción del riesgo microbiano tienen que asegurarse de que haya pasado suficiente tiempo antes de aplicar el estiércol animal a los campos para que éste se haya descompuesto lo suficiente. El tiempo de espera en el tratamiento pasivo varía dependiendo del clima de la región y de las estaciones del año, así como del tipo y fuente del estiércol animal. Los tratamientos pasivos, como son el periodo de espera antes de la aplicación, no deben confundirse con tratamientos que implican un tipo de acción, como la conversión en abono (FDA, 1998).

Los tratamientos pasivos se basan en el mantenimiento de los desechos orgánicos bajo condiciones naturales. No se remueven las pilas de abono y el oxígeno libre presente en ellas es utilizado con rapidez, dando lugar a condiciones anaeróbicas, que retrasan el proceso de transformación en abono. Sin embargo, los factores ambientales tales como la temperatura, la humedad y la radiación ultravioleta, si actúan con un tiempo suficiente, inhiben el crecimiento de organismos patógenos y, eventualmente, los destruyen.

El mayor obstáculo con que se enfrenta este método es que toma demasiado tiempo para reducir de manera significativa el número de patógenos en la materia y resulta difícil determinar el tiempo necesario para que este proceso tenga lugar. La cantidad de tiempo que se necesita depende del clima, de la región y de la estación del año, así como del origen y el tipo de estiércol y de materia orgánica utilizada. Debido a estas incertidumbres, la transformación pasiva en abono no está recomendada.

Tratamientos activos

La conversión en abono es el proceso activo normalmente utilizado para reducir el riesgo microbiano en el estiércol no tratado. Es un proceso controlado mediante el cual tiene lugar una digestión aeróbica o anaeróbica de la materia orgánica por medio de microorganismos. Cuando dicha conversión se lleva a cabo bajo el debido control y se logran las condiciones necesarias, las altas temperaturas que se generan en el proceso matan a la mayoría de los microorganismos patógenos en el curso de unos días, por lo que el riesgo de contaminación microbiana por el estiércol animal convertido en abono es menor que el del estiércol no tratado.

La conversión en abono no debe confundirse con tratamientos pasivos más sencillos, como son la imposición de un tiempo de espera. En general los tratamientos pasivos necesitan mucho más tiempo para alcanzar el nivel de reducción del riesgo microbiano que se logra con los tratamientos activos, en que los microorganismos patógenos son expuestos a altas temperaturas o altos niveles de pH para lograr su destrucción. Por otra parte, mucha de la investigación sobre la conversión en abono y la aplicación de estiércol animal sobre los cultivos se han concentrado en los efectos de las diversas prácticas sobre la fertilidad del suelo y la calidad de la cosecha. Todavía están prácticamente en pañales la mayoría de los estudios sobre la supervivencia de microorganismos patógenos en el estiércol animal no tratado, los tratamientos para reducir los niveles de dichos microorganismos y el riesgo de contaminación indirecta de cultivos por el estiércol animal en diversas circunstancias. Algunos microorganismos patógenos tienen mayor resistencia a altas temperaturas que otros. Asimismo, las actividades necesarias para asegurar el tiempo y la temperatura que permita la eliminación o reducción de microorganismos patógenos en el estiércol animal y otros materiales orgánicos, puede variar dependiendo del clima de la región y de las estaciones del año (temperatura ambiental, precipitación, etc.), así como de las actividades de manipulación del estiércol que se realicen en una operación concreta (FDA, 1998).

Si bien los organismos gubernamentales carecen de suficientes datos para hacer recomendaciones concretas sobre el tiempo y la temperatura en todos los procesos de conversión en abono o tratamiento

del estiércol animal, el uso de buenas prácticas agrícolas (GAPs), pueden reducir el riesgo de contaminación microbiana de frutas y vegetales por el estiércol animal.

Con los tratamientos activos, las pilas de materias son removidas con frecuencia o bien se les suministra otro tipo de aeración con miras a mantener condiciones adecuadas de oxígeno (aeróbicas) dentro de la pila. Se controlan los niveles de temperatura y humedad y se añaden suplementos si es necesario para obtener una humedad óptima y una tasa adecuada de carbono/nitrógeno que complete el proceso de transformación en abono, Dicho proceso está completo cuando la pila cesa de estar caliente. Bajo condiciones adecuadas, la elevada temperatura generada durante el proceso de fermentación destruye la mayor parte de los patógenos en un período de tiempo relativamente corto. .

Se puede entonces proceder al análisis microbiano del abono para determinar si el procedimiento fue eficaz y eliminó las bacterias patógenas. La presencia de *E. coli* y *Salmonella* suele ser utilizada como indicador, puesto que si están presentes en el abono, el fertilizante orgánico no deberá ser añadido al suelo y será necesario proceder a tratamientos adicionales del fertilizante.

Estiércol animal no tratado

El uso de estiércol animal no tratado (sin proceso de formación de abono) en la producción de productos vegetales comestibles da lugar a un mayor riesgo de contaminación que el uso de estiércol tratado y, por lo tanto, NO se recomienda.

A pesar de que el estiércol no tratado nunca está recomendado para su uso como fertilizante, en algunas regiones se utiliza. En este caso, deberá ser añadido a la tierra durante la preparación del suelo y antes de la siembra. Los microorganismos en el suelo pueden reducir el número de organismos patógenos en el estiércol. No obstante, el tiempo transcurrido es un factor importante. El estiércol ha de ser incorporado al suelo y la tierra removida de manera periódica para facilitar la reducción de patógenos. Es necesario dejar pasar al máximo de tiempo entre la aplicación del estiércol y la siembra. La cantidad de tiempo que las bacterias patógenas pueden sobrevivir en el estiércol se desconoce, pero algunos investigadores estiman que dependiendo de las condiciones ambientales, el período de supervivencia puede llegar a un año o más.

No se recomienda añadir en los campos estiércol animal no tratado (sin proceso de transformación en abono) durante el periodo de cultivo.

Nueva Ley de Productos Orgánicos en México

El día martes 7 de febrero del año 2006 se publicó en México en el Diario Oficial de la Federación la Ley de Productos Orgánicos. Bajo el siguiente tenor:

Artículo Único: Se expide la Ley de Productos Orgánicos.

LEY DE PRODUCTOS ORGÁNICOS

TÍTULO PRIMERO

DEL OBJETO Y APLICACIÓN DE LA LEY

Artículo 1.- La presente Ley es de orden público y de interés social y tiene por objeto:

I. Promover y regular los criterios y/o requisitos para la conversión, producción, procesamiento, elaboración, preparación, acondicionamiento, almacenamiento, identificación, empaque, etiquetado, distribución, transporte, comercialización, verificación y certificación de productos producidos orgánicamente;

II. Establecer las prácticas a que deberán sujetarse las materias primas, productos intermedios, productos terminados y subproductos en estado natural, semiprocesados o procesados que hayan sido obtenidos con respeto al medio ambiente y cumpliendo con criterios de sustentabilidad;

III. Promover que en los métodos de producción orgánica se incorporen elementos que contribuyan a que este sector se desarrolle sustentado en el principio de justicia social;

IV. Establecer los requerimientos mínimos de verificación y Certificación orgánica para un Sistema de control, estableciendo las responsabilidades de los involucrados en el proceso de Certificación para facilitar la producción y/o procesamiento y el comercio de productos orgánicos, a fin de obtener y mantener el reconocimiento de los certificados orgánicos para efectos de importaciones y exportaciones;

V. Promover los sistemas de producción bajo métodos orgánicos, en especial en aquellas regiones donde las condiciones ambientales y socioeconómicas sean propicias para la actividad o hagan necesaria la reconversión productiva para que contribuyan a la recuperación y/o preservación de los ecosistemas y alcanzar el cumplimiento con los criterios de sustentabilidad;

VI. Permitir la clara identificación de los productos que cumplen con los criterios de la producción orgánica para mantener la credibilidad de los consumidores y evitar perjuicios o engaños;

VII. Establecer la lista nacional de sustancias permitidas, restringidas y prohibidas bajo métodos orgánicos así como los criterios para su evaluación, y

VIII. Crear un organismo de apoyo a la Secretaría donde participen los sectores de la cadena productiva orgánica e instituciones gubernamentales con competencia en la materia, quien fungirá como Consejo asesor en la materia.

Esta nueva Ley está compuesta por 50 Artículos y por cinco Artículos Transitorios. Los artículos que se relacionan con los abonos orgánicos están marcados en el **CAPÍTULO SEGUNDO** relacionado con el **USO DE MÉTODOS, SUBSTANCIAS Y/O MATERIALES EN LA PRODUCCIÓN ORGÁNICA**. En cuyos artículos se menciona lo siguiente:

Artículo 27.- El uso de todos los materiales, productos e ingredientes o insumos que provengan o hayan sido producidos a partir de Métodos excluidos u organismos obtenidos o modificados genéticamente, quedan prohibidos en toda la cadena productiva de productos orgánicos.

Artículo 28.- La Secretaría publicará y mantendrá actualizados la lista de materiales, sustancias, productos, insumos y los métodos e ingredientes permitidos, restringidos y prohibidos en toda la cadena productiva, previa evaluación y dictamen del grupo de expertos del Consejo.

Artículo 29.- La Secretaría emitirá en las Disposiciones aplicables los requisitos y procedimientos para la evaluación de los materiales, sustancias, productos, insumos y los métodos e ingredientes permitidos, restringidos y prohibidos en toda la cadena productiva de productos orgánicos.

De manera sencilla la Ley está estructurada de la siguiente forma:

Título Primero: Del objeto y aplicación de la Ley

Título Segundo: De los criterios de la conversión, producción y procesamiento orgánicos.

Capítulo Primero: De la conversión

Capítulo Segundo: De la producción y procesamiento

Título Tercero: Del consejo Nacional de producción orgánica

Capítulo único:

Título Cuarto: Del sistema de control y certificación de productos orgánicos

Capítulo Primero: De los organismos de Certificación y la Certificación

Capítulo Segundo: Del uso de métodos, sustancias y/o materiales en la producción orgánica.

Capítulo Tercero: De las referencias en el etiquetado y declaración de propiedades en los productos orgánicos.

Título Quinto: De las importaciones de productos orgánicos e insumos para la producción.

Capítulo único.

Título Sexto: De la promoción y venta

Capítulo único

Título Séptimo: De los criterios sociales en los métodos de producción orgánica.

Capítulo único

Título Octavo: De las infracciones, sanciones y recurso administrativo.

Capítulo Primero: De las infracciones y sanciones

Capítulo Segundo: Del recurso administrativo

Transitorios

Para mayor información consultar la Ley en <http://www.chapingo.mx/ciestaam/to/>

ATLAS EUROPEO DE DATOS DE CONTAMINACIÓN POR NUTRIENTES

En Europa se ha generado un atlas que muestra las repercusiones de los fertilizantes en el medio ambiente. El Centro Común de Investigación de la Comisión Europea (CCICE) ha publicado un Atlas que muestra el grado de contaminación por nutrientes en Europa. Dicho atlas es resultado de la labor de FATE (Fate of Pollutants in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, o «Destino de los contaminantes en los ecosistemas terrestres y acuáticos»), una iniciativa del CCI que investiga las repercusiones del uso de nutrientes en el medio ambiente (Mulligan *et al.*, 2006).

Los nutrientes son una fuente de alimento para plantas y animales. Sin embargo, la saturación del medio ambiente con nutrientes, principalmente por el uso de fertilizantes y otros productos agroquímicos, puede tener efectos nocivos, sobre todo en la calidad del suelo. Además, estos pueden reducir la calidad del agua, dada su capacidad de estimular el crecimiento excesivo de plantas y algas.

Se considera que la agricultura, las depuradoras de aguas residuales y la industria son las principales responsables de esta contaminación con nutrientes, pero hasta ahora poco se sabía con precisión acerca de su función y de las repercusiones exactas de esta contaminación en la Unión Europea.

Este atlas ofrece por primera vez datos paneuropeos sobre el suelo, el clima, la topografía y el uso del suelo; las prácticas agrícolas (fertilizante con estiércol y nitrógeno, excedente de nitrógeno); e información para calcular los vertidos de nutrientes procedentes de diversas fuentes y viviendas dispersas.

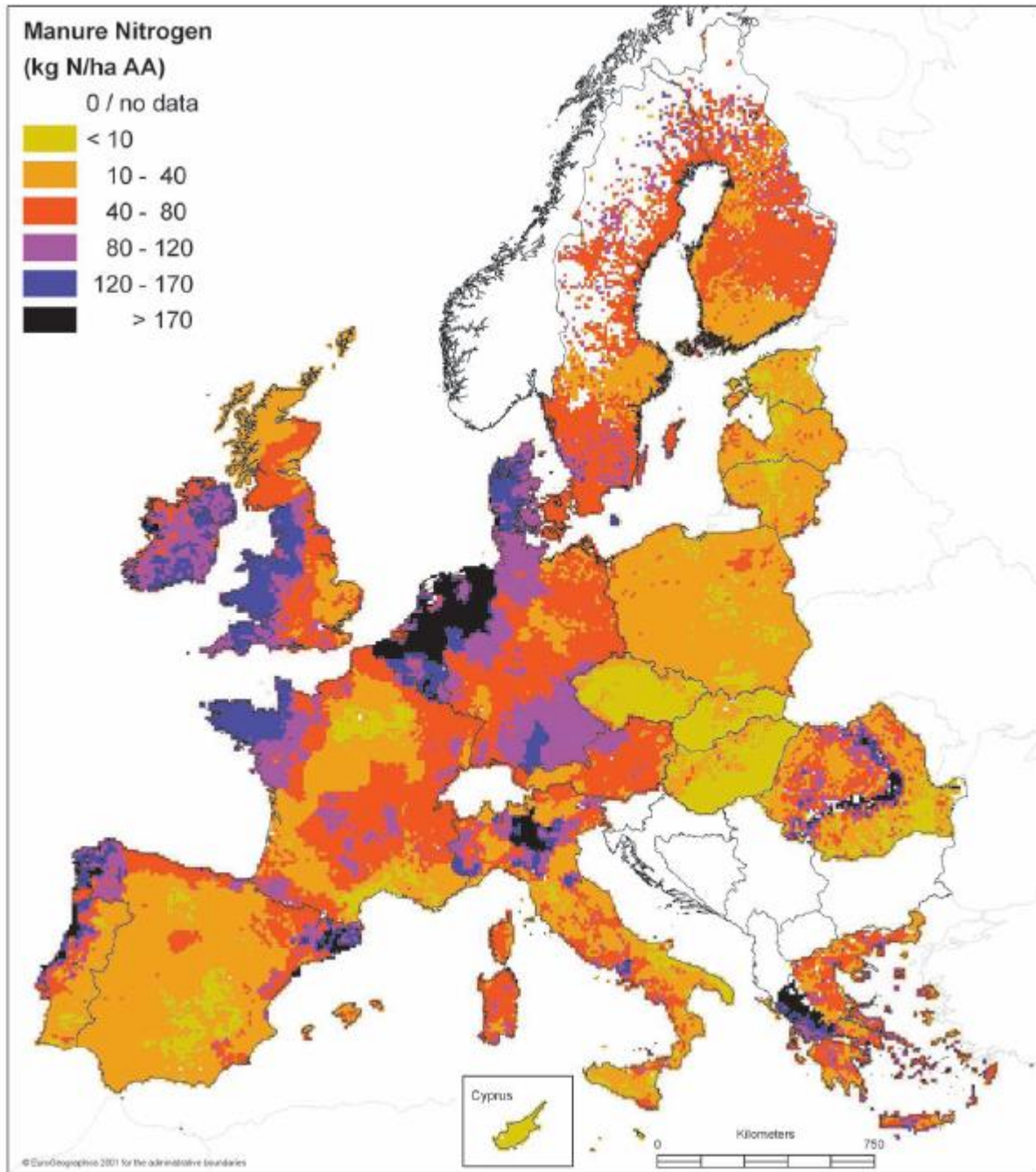
Esta abundante información ofrece una visión clara de los efectos nocivos que los nutrientes y sus fuentes están teniendo en los ecosistemas. El atlas muestra, por ejemplo, que la gama de nutrientes excedentes en zonas agointensivas varía mucho de unos países europeos a otros. Así, en los Países Bajos utilizan más de 200 kg/ha mientras que en Italia no superan los 40 kg/ha. También se han

comprobado diferencias en los usos dentro de cada país: en Francia, por ejemplo, el exceso de nitrógeno total es de 50 kg/ha, pero sólo en la Bretaña francesa los niveles superan los 120 kg/ha.

Gracias a la información ofrecida por el atlas, los científicos fueron capaces de mostrar la relación que existe entre la pérdida de nutrientes excedentes y la fertilización excesiva, con lo que la prevención es relativamente sencilla y económica. Asimismo, pusieron de manifiesto el estrecho vínculo que existe entre la creciente saturación de nutrientes que hay en el medio ambiente y la alta densidad de la producción ganadera.

Por último, partiendo de diversas hipótesis acerca del futuro del cambio climático, los científicos lograron demostrar que la agricultura intensiva acarrearía un incremento del uso de fertilizantes y de la demanda de agua.

Se espera que la información recabada por la iniciativa FATE permita mejorar la aplicación de la normativa que ya está en vigor, además de proporcionar argumentos científicos sólidos para elaborar nuevas normas en el futuro.



© 2006 Copyright, JRC, European Commission
Map produced by: Institute for Environment and Sustainability,
Rural, Water and Ecosystem Resources Unit.

Figura 4. Manure Nitrogen Fertilizar (Fertilización con nitrógeno de estiércol)

CONCLUSIONES

Conforme ocurren cambios en las comunidades rurales y en el sector agrícola, la producción animal y otros usos de la tierra generarán conflictos en relación al uso de agua, la generación de olores y otros temas relacionados con las externalidades de la producción animal. La percepción del público sobre los productores agrícolas está cambiando y el público pudiera ser menos tolerante a los impactos ambientales y a las molestias generadas por la ganadería. Las disputas son a menudo complejas y estrechamente relacionadas con otros problemas, como son el tráfico, el ruido, los insectos y el valor de la propiedad. El no encontrar una solución viable retrasará las inversiones y el desarrollo económico de la agricultura.

Por lo que es urgente crear un marco normativo para la productividad orgánica en nuestro país. Esta deberá ser acorde con los estándares internacionales, tomando en cuenta las normas básicas de la Federación Internacional de Movimientos de la Agricultura Orgánica (IFOAM), las Normas Internacionales de Producción e Industrialización Orgánica de la FAO (Directrices para los Alimentos Orgánicos), el Reglamento No. 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica de la Unión Europea y la Reglamentación de producción de Alimentos Orgánicos de los Estados Unidos, entre otras, a fin de que exista equivalencia con todos estos estándares. Por supuesto que este proceso debe estar regulado y debe involucrar a todos los actores en este proceso: instituciones públicas y privadas, productores, etc. Además, los organismos que se encarguen de certificar deberán contar con el reconocimiento de la acreditación ISO-065, obligatorio para los organismos de certificación a nivel nacional.

BIBLIOGRAFÍA

- Atlas M. R. y Bartha Richard. 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Ed. Addison Wesley. Madrid.
- Comisión del CODEX Alimentarius 1997. Manual de procedimientos. Roma, Italia.
- Certificadora Mexicana de Productos y Procesos Ecológicos S.C. (CERTIMEX). 2005. Normas para la producción, el procesamiento y la comercialización de productos Ecológicos. CERTIMEX – 01 – 2005. Oaxaca, Oax. México.
- Brady, N.C. 1990. The nature and properties of soils. McMillan, New York. USA.
- Buxade, C. 1995. Zootecnia: bases de producción animal. Tomo IV. Genética, Patología., Higiene y Residuos Animales. Ediciones Mundi-Prensa.
- Castellanos, R.J. 1982. La utilización del estiércol en la agricultura. Memorias del primer Ciclo Internacional. Torreón, Coah. México.
- Castellanos, R. J. 1985. el medio ambiente físico del suelo y su modificación mediante la aplicación de materia seca. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Serie Temas Didácticos.
- Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato, A.C. (CESAVEG). 2002. Buenas Prácticas Agrícolas. Edo. De Guanajuato.
- Diario Oficial de la Federación del 23 de abril de 1997. NOM-037-FITO-1995
- Diario Oficial de la Federación del 31 de octubre del 2000. NOM-EM-034-FITO-2000.
- Diario Oficial de la Federación del 7 de febrero de 2006. Ley de Productos orgánicos.
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 21 de enero de 1999.
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 3 de Octubre de 2002.
- FDA, USDA y CFSAN, 1999. Guía para reducir al mínimo el riesgo microbiano en los alimentos, en el caso de frutas y vegetales. Washington, D.C.

- Fortis Hernández, M., J.A. Leos Rodríguez y J. A. Montemayor Trejo. 2003. Capítulo X: Normas de aplicación y legislación de productos orgánicos. In *Abonos Orgánicos y Plásticos*. Facultad de Agricultura y Zootecnia (FAZ-UJED).
- García Pérez, R. 2001. *Abonos Orgánicos y Lombrices de Tierra: In Producción animal orgánica*. VI Foro de producción orgánica, agrícola y pecuaria. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Grupo de inocuidad alimentaria: <http://www.sagar.gob.mx/users/pidtca>
- <http://www.calmeacac.com.mx>
- J. Glynn Henry; Gary W. Heinke. 1999. *Ingeniería Ambiental*. Ed. Prentice-Hall. México, D.F.
- Kiely Gerard. 1999. *Ingeniería Ambiental*. Ed. Mc Graw Hill. España.
- Keller Andreas. 2002. *Good Agricultural Practices (GAPs)*. Curso sobre inocuidad alimentaria. USA.
- Kolstad, C. 2001. *Economía ambiental*. Ed. Oxford University Press.
- Lampkin, N. 1998. *Agricultura ecológica*. Editorial Mundi-Prensa.
- Mulligan, D., Bouraoui, F., Grizzetti, B., Aloe, A., y Dusart, J. 2006. *An Atlas of Pan-European Data for Investigating the Fate of Agrochemicals in Terrestrial Ecosystems*. Institute For Environment and Sustainability (IES). Europe.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO/CCI/CTA). 2001. *Los Mercados Mundiales de Frutas y Verduras Orgánicas*. Roma, Italia.
- Salazar Sosa, E. A. Beltrán Morales, M. Fortis Hernández, J.A. Leos Rodríguez, J. A. Cueto Wong, C. Vázquez Vázquez y J.J. Peña Cabriales. 2003. Mineralización de nitrógeno en el suelo y producción de maíz forrajero con tres sistemas de labranza. *Rev. Terra* 21: 569-575.
- Sánchez, Y. J. M. 2000. Efecto del enriquecimiento de suelos con estiércol de bovino y 2, 4-D sobre el crecimiento y producción de CO₂ por *Azotobacter vinelandii*. “Cuatro vientos”. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Schmidt, Hanspeter. 1995. Certification in organic agriculture and quality insurance. In *Proceedings from the International IFOAM Conference on Trade in Organic Products*. IFOAM, Tholey-Theley, Germany.

- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. 2000. Normas. México. D.F.
- Secretaría de Economía (SE). 2006. Anteproyecto de Norma Mexicana. Humus de lombriz (Lombricomposta). Dirección general de Normas. México, D.F.
- Ruiz Figueroa, J.F. 1999. Tópicos sobre agricultura orgánica. Ed. Universidad Autónoma Chapingo (UACH).
- Ruiz Figueroa, J.F. 2001. Producción animal orgánica. VI Foro de producción orgánica, agrícola y pecuaria. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- University of Maryland and Food Safety (UMFDA). 2002. Mejorando la seguridad y calidad de frutas y hortalizas frescas: manual de formación para instructores. Symons Hall, Collage Park, MD 20742. USA.
- USDA/FAS. Organic Perspectives Newsletter. <http://www.fas.usda.gov/>
- Unidad sobre riesgos biológicos de la Dirección General de Sanidad y Protección de los Consumidores de la Comisión Europea. 2004. Orientaciones sobre la aplicación del nuevo Reglamento (CE) nº 1774/2002 relativo a los subproductos animales. http://www.guidance_faq_es.
- Varios Autores. 2001. Agricultura Orgánica de México. Datos Básicos. Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera / Universidad Autónoma Chapingo-SAGARPA. Segunda Edición en Español. México.
- Vidales Fernández, J.A. 2001. Efecto de la materia orgánica en el control de enfermedades radiculares: In Producción animal orgánica. VI Foro de producción orgánica, agrícola y pecuaria. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Vélez Méndez, A.2001. La competencia de inocuidad alimentaria y agricultura orgánica. In Producción animal orgánica. VI Foro Nacional de Producción Orgánica, Agrícola y Pecuaria. Editor. J.F. Ruíz Figueroa. 2001. 32-39 p.
- Woller, T. 2007. La experiencia de México en la aplicación de las medidas sanitarias y fitosanitarias al amparo de los Tratados Comerciales Internacionales. Mimeo. Banamex, México. D.F.

CAPITULO XXIII

ADOPCIÓN DE PROGRAMAS DE INOCUIDAD EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE MÉXICO

Florencio Jiménez Díaz^{1,2}, Enrique Salazar Sosa², Yasmín Ileana Chew Medinaveitia y Adrián Vega Piña

1 INIFAP-CELALA jidfmx@yahoo.com.mx

2 Facultad de agricultura y Zootecnia de la UJED, fazujed@yahoo.com.mx

Introducción

En años recientes la comunidad mundial ha mostrado una creciente preocupación debido a la gran población del mundo que no tiene acceso suficientes alimentos que mitiguen los problemas de hambruna en regiones importantes del planeta, esta falta de alimentos ha sido considerada con un enfoque de solución integral por diferentes organizaciones internacionales que participan de manera conjunta en la solución de este problema.

La población de países de primer mundo cuyos habitantes tienen acceso a alimentos que satisfacen sus requerimientos nutricionales a plenitud y en cantidad y que además esta en condiciones de solicitar y requerir al sector productivo que sus productos cumplen y satisfagan atributos extras que están directamente relacionadas a la calidad.

El sector de producción primario de frutas y hortalizas se ha preocupado tradicionalmente por aumentar continuamente la productividad basado generalmente en la adopción e implementación de paquetes tecnológicos que incluyen como principales componentes el uso de híbridos altamente rendidores, sistemas de fertirrigación con nutrientes fácilmente asimilables por la planta y Técnicas de Manejo

Integrado de Plagas y Enfermedades que minimicen el daño, así como el continuo incremento de sistemas de producción bajo techo (invernaderos y casa sombra) que aseguran la máxima optimización de recursos.

La producción de alimentos hortícolas basada en prácticas de manejo que minimicen los posibles riesgos de contaminación de la fruta ha sido una exigencia general de los consumidores en años recientes esto debido a diferentes factores entre los cuales se pueden considerar la gran diversidad de ambientes y técnicas utilizadas para su crecimiento y cosecha, la gran diversidad cultural y de capacidades técnicas para la producción, las grandes distancias desde las áreas de producción a las áreas de consumo, las diferentes condiciones de transporte, el incremento a nivel mundial de personas con un sistema inmunológico comprometido (adultos de la tercera edad y personas con presencia de enfermedades de difícil tratamiento).

Lo anterior ha creado como exigencia que los gobiernos de los países productores establezcan mecanismos de motivación y apoyo para que los miembros de cada uno de los sistemas agroalimentarios adopten estrategias que permitan prevenir los riesgos de ocurrencia de contaminación en cada uno de los segmentos de la cadena productiva con el fin de asegurar que los alimentos que llegan a la mesa son de calidad y que no representan un riesgo para la salud humana.

Importancia de las enfermedades transmitidas por alimentos

Se denominan “enfermedades transmitidas por alimentos” aquellas que son ocasionadas por ingerir un alimento con presencia de agentes causantes de enfermedades. El alimento puede servir solo para transferir el microorganismo, o puede proveer nutrientes para favorecer su crecimiento o bien proteger al microorganismo de su destrucción por agentes tales como el calor o el cloro (7).

En la lista de agentes causantes de enfermedades se encuentra en primer lugar el grupo de las bacterias (*Salmonella*, *Compilobacter*, *Yersinia* y *Escherichia coli* causan por si solas un estimado de 8 a 10 millones de casos por año y \$2 billones de dólares en el costo de atención médica y pérdida de productividad en los Estados Unidos) (7), seguidos por parásitos, virus y priones; mientras que otras enfermedades son causadas por envenenamiento debido a toxinas de diferente origen o a residuos de productos químicos nocivos y metales pesados que se encuentran en los alimentos (4, 6).

Recientemente se le ha consignado a los alérgenos cierta importancia como causante de enfermedades (3).

Se han descrito más de 250 enfermedades transmitidas por alimentos (4), las cuales pueden causar desde desórdenes temporales en el tracto digestivo hasta muerte de las personas. Se estima que los costos por pérdidas debido a estas enfermedades se encuentran en el rango desde \$5 billones de dólares hasta más de \$22 billones de dólares anualmente en los Estados Unidos, asociándose entre 6.5 a 81 millones de casos y alrededor de 9,100 muertes por año relacionadas a estas enfermedades (2).

La gama de enfermedades transmitidas por los alimentos ha cambiado constantemente a través de los siglos; anteriormente la fiebre tifoidea, la tuberculosis y el cólera eran enfermedades comunes transmitidas por los alimentos; sin embargo, medidas tales como la pasteurización de la leche, el enlatado seguro y la desinfección en el suministro de agua las han prácticamente mantenido bajo control, apareciendo en épocas recientes enfermedades ocasionadas por microorganismos recién reconocidas y que emergen como problema de salud pública a nivel mundial, debido a que estas pueden propagarse en facilidad por todo el mundo, evolucionan continuamente, la continua ocurrencia de cambios en la ecología y el medio ambiente, la diversidad de prácticas de producción de los alimentos y los cambios en los hábitos de consumo (4).

Descripción de peligros

Los posibles peligros en la contaminación de los alimentos se clasifican de tipo biológico, tipo geonómico y de tipo físico.

Peligro biológico

Un peligro biológico se clasifica como cualquier organismo vivo extraño a los alimentos y que representa un peligro potencial de contaminación.

Entre los principales microorganismos considerados como peligros biológicos actualmente se encuentran las bacterias, los virus y los protozoarios (Cuadro 1).

Los microorganismos de mayor importancia considerados como un peligro de contaminación son las bacterias debido principalmente a que son unicelulares y pueden ser transportados por diferentes medios como alimentos, agua, suelo, humanos e insectos, bajo condiciones favorables se reproducen rápidamente, pueden sobrevivir a temperaturas de congelación, algunos forman esporas que les son útiles para protegerse de condiciones desfavorables, son capaces de producir enfermedades en humanos directamente o por medio de toxinas. Generalmente las bacterias doblan su población cada 20 minutos, después de cuatro horas su población alcanzada puede causar síntomas dañinos en humanos. Los virus son parásitos obligados, no se multiplican en los alimentos, algunos pueden sobrevivir al congelamiento y con alta temperatura, pueden ser transmitidos de personas a personas, de personas a alimentos, generalmente contaminan los alimentos por el uso de medios de higiene inadecuadas. Los parásitos son organismos vivos que requieren un hospedero para sobrevivir, viven y crecen en muchos animales como cerdos, gatos y roedores y pueden ser transmitidos a humanos, son pequeños, algunos microscópicos pero mas grandes que las bacterias, pueden estar presentes en alimentos y en agua (1).

Cuadro 1. Principales microorganismos causantes de enfermedades transmitidas por los alimentos.

A). BACTERIAS	ORIGEN
<i>Echerichia coli</i> O157: H7	Tracto digestivo de animales y humanos
<i>Salmonella</i> <i>S. typhosa</i> <i>S. cholera-suis</i> <i>S. typhimurium</i> <i>S. enteritidis</i>	Carne de bovino y gallinas Animales silvestres y domésticos
<i>Shigella</i>	Alimentos, manos, heces fecales, moscas
<i>Bacillus cereus</i>	Alimentos
<i>Campylobacter jejuni</i>	Tracto digestivo de aves
<i>Clostridium perfringens</i>	Suelo, tracto digestivo de animales y humanos
<i>Clostridium botulinum</i>	Suelo, agua, pescado, mariscos y frutas
<i>Listeria monocytogenes</i>	Suelo, agua, animales, vegetales, heces, leche, queso
<i>Staphylococcus aureus</i>	Humanos (nariz, garganta, piel, cabello, etc.), heridas, estornudos
<i>Versinia enterocolitica</i>	Animales domésticos (cerdos), agua, alimentos (carne de bovino, gallina, mariscos, hortalizas)
<i>Vibrio cholerae</i>	Humanos
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	Agua salada
<i>Vibrio vulnificus</i>	Agua salada, mariscos
B). VIRUS	
Virus de la Hepatitis A	Humanos, frutas, ensaladas y ostiones
Virus Norwalk (Caliciviruses)	Agua y ostiones
C). PROTOZOARIOS	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	
<i>Toxoplasma gondii</i>	
<i>Giardia lamblia</i>	
<i>Trichinella spiralis</i>	
<i>Cyclospora Cayetanensis</i>	
<i>Entamoeba histolitica</i>	

Peligro químico

Un peligro químico se considera como cualquier sustancia química, extraña o propia del alimento que representa un peligro para la salud humana. Entre los riesgos químicos mas comunes en los alimentos están los residuos de pesticidas no degradables, entre estos sobresalen los insecticidas los cuales son utilizados como un requisito de los sistemas intensivos de producción actuales, les siguen en orden de importancia los fungicida, bactericidas, herbicidas, hormonas, defoliantes, desecantes, fertilizantes y residuos de drogas utilizadas en la producción de algunos alimentos. Toxinas, nitratos, grasas y aceites, conservadores de alimentos, productos de limpieza, metales pesados, residuos radioactivos, etc.

Peligros físicos

Los peligros físicos están constituidos por la presencia de cualquier materia extraña potencialmente peligrosa para la salud humana y que no se encuentra en los alimentos bajo condiciones normales, entre estos se pueden enlistar larvas de insectos, partes de insectos (patas, alas, etc.), gusanos, excretas, vidrios (provenientes de ventanas, botellas, termómetros, cubiertas de lámparas, etc.). efectos personales (joyería, broches, taponos de plumas, fichas, colillas de cigarros, popotes, etc.), varios (cartón, lodo, piedras), metal (tuercas, tornillos, grapas, clavos, clips, piezas de maquinaria, pedazos de alambre, etc.), madera (palos, empaques, cajas, etc.)

Reglamentación relacionada a inocuidad

El marco legislativo que sustenta actividades relacionadas con la producción inocua de alimentos en México, se encuentra en la Ley Federal de Metrología y Normalización y su reglamento fue publicado en el Diario Oficial de la Federación.

El 26 de julio de 2007, se publicó el decreto en el Diario Oficial, por el cual se reforma. Adiciona y derogan diversas disposiciones de la Ley Federal de Sanidad Vegetal, en donde el cambio mas importante es la inclusión del tema relacionado a Inocuidad de los Alimentos. Menciona que la regulación en materia de sistemas de reducción de peligros de contaminación, tiene como finalidad promover, verificar y certificar las actividades efectuadas en la producción primaria de vegetales encaminadas a evitar su contaminación por agentes físicos, químicos o microbiológicos, a través de la aplicación de Buenas Prácticas Agrícolas y el uso y manejo adecuado de los insumos utilizados en el

control de plagas, para lo cual, explica que son atribuciones de la Secretaría en materia de reducción de peligros de contaminación en la producción primaria de vegetales lo siguiente (5):

1. Aplicar y vigilar el cumplimiento de las Normas Oficiales Mexicanas y otras disposiciones legales aplicables, así como realizar los actos de autoridad correspondientes.
2. Promover y capacitar en la aplicación de sistemas de reducción de riesgos de contaminación en la producción primaria de vegetales, así como promover y orientar la investigación en la materia.
3. Reconocer y certificar las áreas integrales de aplicación de sistemas de reducción de peligros de contaminación en la producción primaria de vegetales.
4. Promover la armonización y equivalencia internacional de las disposiciones en esta materia.
5. Celebrar acuerdos de coordinación.
6. Expedir Normas Oficiales Mexicanas y demás disposiciones legales aplicables, relacionadas con los sistemas de reducción de peligros de contaminación en la producción primaria de vegetales.
7. Organizar y operar la certificación, inspección y vigilancia de los procesos de producción primarios de los vegetales, donde se apliquen las Buenas Prácticas Agrícolas.
8. Reconocer a profesionales como terceros autorizados, para que coadyuven con la Secretaría en la aplicación y vigilancia del cumplimiento de las Buenas Prácticas Agrícolas que se realicen en las unidades de producción primaria.
9. Expedir las disposiciones legales aplicables para regular los sistemas de minimización de los peligros de contaminación en la producción primaria de los vegetales.

En la actualidad, el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria, a través de la Dirección General de Inocuidad Agroalimentaria, Acuícola y Pesquera, cuenta con un esquema de certificación de la etapa primaria de producción de frutas y hortalizas, basada en la aplicación de lineamientos voluntarios relacionados a Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo, evaluándose la conformidad de los mismos por terceros especialistas reconocidos, obteniendo cuando se cumplen con los requisitos una “Constancia de aplicación” con vigencia de un año para unidades de producción y unidades de empaque.

Los pliegos de condiciones con que se cuenta actualmente son los siguientes (5):

1. **Frutas y hortalizas en general.** Lineamiento de aplicación voluntaria para la implementación de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción de frutas y hortalizas para consumo humano en fresco.
2. **Mango.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de cosecha, tratamiento hidrotérmico y empaqueo de mango.
3. **Cebollín.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de cebollín verde en el estado de Baja California y el Valle de San Luis Colorado, Sonora.
4. **Aguacate.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de aguacate (*Persea americana* Mill., *P. gratissima*) var. Hass en el estado de Michoacán.
5. **Fresa.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de fresa.
6. **Frutillas.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de zarzamora, frambuesas y arándanos para consumo en fresco.
7. **Lechuga.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de lechuga para consumo en fresco.
8. **Nuez.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha y empaqueo de nuez.
9. **Chile deshidratado.** Protocolo de aplicación voluntaria de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo en los procesos de producción, cosecha, secado y empaqueo de chile.

Procesos de evaluación de conformidad de los lineamientos.

En el momento actual y con el fin de aspirar a recibir una “Constancia de aplicación” de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manufactura, para el caso de SENASICA, se marcan los siguientes pasos (5):

1. Registrar a la empresa y unidades de producción ante SENASICA.
2. Designar un encargado del programa de inocuidad en las unidades de producción y empaque.
3. Establecer y ejecutar el programa de inocuidad en base a los lineamientos generales o bien a los protocolos específicos para cada uno de los cultivos donde existan.
4. Establecer contacto con el coordinador del Programa de Inocuidad Agrícola del Comité Estatal de Sanidad Vegetal en el estado correspondiente.
5. Seleccionar por parte de la empresa a un Tercero Especialista Autorizado (aparecen las listas en la página de SENASICA), y solicitar por escrito a la Dirección General de Inocuidad Agroalimentaria, Acuícola y Pesquera la evaluación de conformidad en las aplicación de Buenas Prácticas Agrícolas.
6. El tercer especialista autorizado realiza la evaluación física para comprobar la correcta aplicación de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo, según los protocolos determinados y utilizando los formatos de evaluación que se ubican en la página de SENASICA para tal fin.
7. El tercer especialista debe de enviar a la Dirección General de Inocuidad Agroalimentaria, Acuícola y Pesquera la evaluación junto con los documentos de la empresa que avalen el cumplimiento del protocolo.
8. La Dirección General de Inocuidad realiza la evaluación documental y emite un reporte de observaciones.
9. La empresa agrícola recibe el reporte de observaciones y realiza las acciones correctivas.
10. La empresa obtiene la Constancia de Aplicación de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo

En el caso de empresas privadas que ofrecen los servicios de certificación de cumplimientos de Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo, deben de estar acreditadas por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA) y el contacto se establece directamente entre la unidad de producción y la empresa certificadora, llevándose a cabo la evaluación de conformidad de los reglamentos establecidos por cada empresa, siendo los auditores de la misma los que llevan a cabo la evaluación.

Con el fin de cumplir los requisitos de calidad del proceso de evaluación de conformidad de condiciones, SENASICA cuenta con un sistema de acreditación de laboratorios de prueba y terceros especialistas que coadyuvan el buen cumplimiento de los lineamientos (5).

Componentes de un sistema de certificación.

El proceso de evaluación de conformidad esta compuesto de una visita de inspección física de tal manera que permita constatar de manera ocular el cumplimiento de lo estipulado en los lineamientos generales o específicos, lo cual se lleva a cabo mediante el llenado de un formato de auditoria que comprende todos los componentes de evaluación de la unidad agrícola y de empaque.

El segundo componente del proceso de evaluación de conformidad comprende la revisión de los documentos, siendo esto una de las partes mas importantes por medio de lo cual, la empresa constata sus políticas, expresando sus compromisos de establecer y desarrollar un programa de inocuidad y haciendo una presentación integral de manera que comprenda la totalidad de los componentes del programa, este documento generalmente se denomina “Manual de Operaciones” y se recomienda su elaboración y componentes de la siguiente manera:

1. **Hoja de portada.** Debe de contener el nombre de la empresa y unidad de producción y empaque.
2. **Presentación de la empresa.** Descripción general de la empresa, objetivos, misión, visión y valores, así como las políticas generales de la empresa en relación a inocuidad alimentaria.
3. **Propósitos del Manual de Operaciones.** Expresión escrita de la utilidad y objetivos de la integración del manual de operaciones.
4. **Datos de la empresa.** Información precisa que proporciona datos de la unidad de la empresa y de la unidad de producción (nombre, dirección, contacto, correo electrónico, RFC, número de registro ante SAGARPA y copia de la hoja de información con datos proporcionados para el registro ante SAGARPA).
5. **Copia del sistema de registro.** Registro al programa voluntario de Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas de Manejo ante SENASICA.
6. **Organigrama general de la empresa.** Ubicación de cada una de las áreas de trabajo y administrativas de la empresa mediante un diagrama, así como la descripción de los principales puestos.
7. **Descripción general del cultivo.** Incluye hábitos de crecimiento, fenología, ciclo biológico, taxonomía, etc.

8. **Diagrama de flujo del cultivo.** Descripción diagramático y organizada secuencialmente de cada una de las etapas del cultivo que permitan tener un conocimiento preciso en su organización para facilitar la planeación de las Buenas Prácticas Agrícolas y Buenas Prácticas.
9. **Descripción de las etapas del diagrama de flujo.** Explicación escrita de cada una de las etapas que permita su descripción y entendimiento para conocer su importancia en la aplicación de las Buenas Prácticas Agrícolas.
10. **Ubicación de la unidad de producción.** Localización mediante un plano con referencia de ciudades, carreteras, ranchos vecinos, etc. que permita si fácil localización.
11. **Política de la empresa.** Expresión por escrito de las políticas de la empresa relacionadas a inocuidad en la forma de un reglamento.
12. **Distribución de cultivos en la unidad de producción.** Plano de la unidad de producción que permita la ubicación de los diferentes cultivos dentro de la unidad. Puede incluir superficie, fechas de siembra, nombre de la variedad, etc.
13. **Uso de terrenos adyacentes.** Plano de la unidad de producción en donde se ubiquen y expliquen la utilización de cada uno de los terrenos que colindan con la unidad de producción con el fin de análisis para posibles peligros de contaminación.
14. **Historia del manejo del terreno agrícola.** Descripción durante los últimos cinco años de la utilización de los terrenos dentro de la unidad de producción, con el fin de favorecer un análisis de riesgo en base a los antecedentes del terreno.
15. **Análisis de peligros de contaminación del cultivo.** Escrito para incluir la descripción de posibles peligros de contaminación en cada una de las etapas del cultivo, con las posibles Buenas Prácticas Agrícolas aplicables para minimizar o prevenir los peligros de contaminación.
16. **Resultados de análisis.** Resultados de análisis requeridos tales como microbiológicos de agua y residuos de pesticidas emanados por un laboratorio acreditado por SENASICA.
17. **Índice de procedimientos de operación estándar en la unidad de producción.** Secuencia organizada según el formato de evaluación de conformidad de cada uno de los procedimientos de operación estándar utilizados en la unidad de producción.
18. **Presentación de procedimientos de operación estándar.** Escrito de manera organizada describiendo lo mas preciso posible paso por paso de cada una de las operaciones que se llevan a cabo en el cultivo agrícola, se sugiere presentar la siguiente información.
 - A. Uso de fertilizantes químicos.
 - B. Métodos de aplicación de fertilizantes.

- C. Capacitación de personal.
- D. Higiene personal de los empleados.
- E. Agua para uso agrícola.
- F. Uso y manejo de plaguicidas.
- G. Calibración de equipos de aplicación de pesticidas.
- H. Preparación de pesticidas.
- I. Revisión y mantenimiento de equipos de aplicación de pesticidas.
- J. Mantenimiento de instalaciones.
- K. Limpieza de áreas de cultivo y comedor.
- L. Monitoreo de plagas.
- M. Transporte campo-empaque.
- N. Sistema de rastreo.
- O. Prevención de animales domésticos y silvestres en campo.
- P. Toma de agua para análisis microbiológico.
- Q. Establecimiento de medidas correctivas en caso de desviaciones en el resultado de análisis microbiológico del agua.

Cada uno de los procedimientos de operación estándar debe de estar acompañado de un formato de bitácora en blanco, la cual debe de ser llenada al momento de registrar el hecho y estar actualizada continuamente con el fin de demostrar mediante la revisión de documentos que el programa de inocuidad cumple con todos los requisitos para lograr la producción inocua de frutas y hortalizas en la etapa primaria.

Las frutas y hortalizas son sujetas generalmente a un proceso de selección, acondicionamiento, empaque y embalaje, etapas en donde se presentan una gran cantidad de peligros que se califican también como biológicos, químicos y físicos y que generalmente debe de desarrollarse bajo condiciones controladas de seguridad e higiene que permitan que esos procesos no lleguen a representar un peligro para la salud del consumidor, considerándose como factores importantes durante estas etapas la salud e higiene del personal, orden y limpieza de instalaciones, control de plagas urbanas, calidad del agua, control de materias primas, sistema de rastreo y control de vehículos de transporte.

El programa general de inocuidad adoptado por los sistemas agrícolas en México debe de cubrir todas y cada una de las etapas de producción primaria en campo, empaque de frutas, transporte de campo a centro de acopio, así como las bodegas generales de almacenamiento antes de llegar al consumidor.

Literatura citada

Anónimo. 2004. Food-borne illness. www.alpharubicon.com/warlord/med/foodillcrawlingtoy.htm.

Fecha de consulta: 31 de julio de 2007.

Anónimo. 2007. Microorganisms and foodborne illness.

www.umext.maine.edu/onlinepubs/htmlpubs/4310.htm. Fecha de consulta: 31 de julio de 2007.

Anónimo. 2007. Food allergies. www.foodpoisoning.com/food-allergies.html. Fecha de consulta:

30 de julio de 2007.

Center for disease control and prevention. 2007. Enfermedades transmitidas por alimentos.

www.cdc.gov/ncidod/dbmd/diseaseinfo/foodborneinfections-g-sp.htm. Fecha de consulta: 30 de julio de 2007.

SENASICA. 2007. www.senasica.sagarpa.gob.mx. Fecha de consulta: 31 de julio de 2007.

Mead, P.S., L. Slutsker, V. Dietz. L.F. McCaig. J.S. Bresee, C. Shapiro, P.M. Griffin, and R.V.

Tauxe. 2007. Food-related illness and death in the United States. CDC. Emergin infections diseases. www.cdc.gov/ncdor/eid/vol5No5/mead.htm Fecha de consulta: 31 de julio de 2007.

Lista de Autores

Ahumada Inés
Alarcón Herrera Teresa,
Aldaco Nuncio Rogelio A.
Amado Álvarez Jesús Pilar
Arrigo C.
Ascar Loreto
Ávila Serrano Narciso Y
Beltrán-Morales F. Alfredo.
Cabral Valdez Fernando
Cano Ríos Pedro
Carrasco M. Adriana
Chávez Ramírez Eduardo
Chávez Sánchez Noé
Chew Medinaveitia Yasmín Ileana
Deng S.
Escudero Paula
Fenech Larios Liborio
Fierro López A
Figuroa Viramontes Rafael
Figuroa Viramontes Uriel
Flores Márgez Juan Pedro
Flores-Hernández Arnoldo
Fortis Hernández Manuel
Fuentes Edwar
Gadhamshetty V.
García Galindo L.
García Hernández José Luís
García Salazar J. A.,
Gonzáles Torres Anselmo
González Cervantes Guillermo
Jiménez Díaz Florencio
Jonson D.
Khandan N.
Leos Rodríguez Juan Antonio

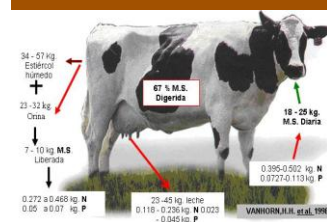
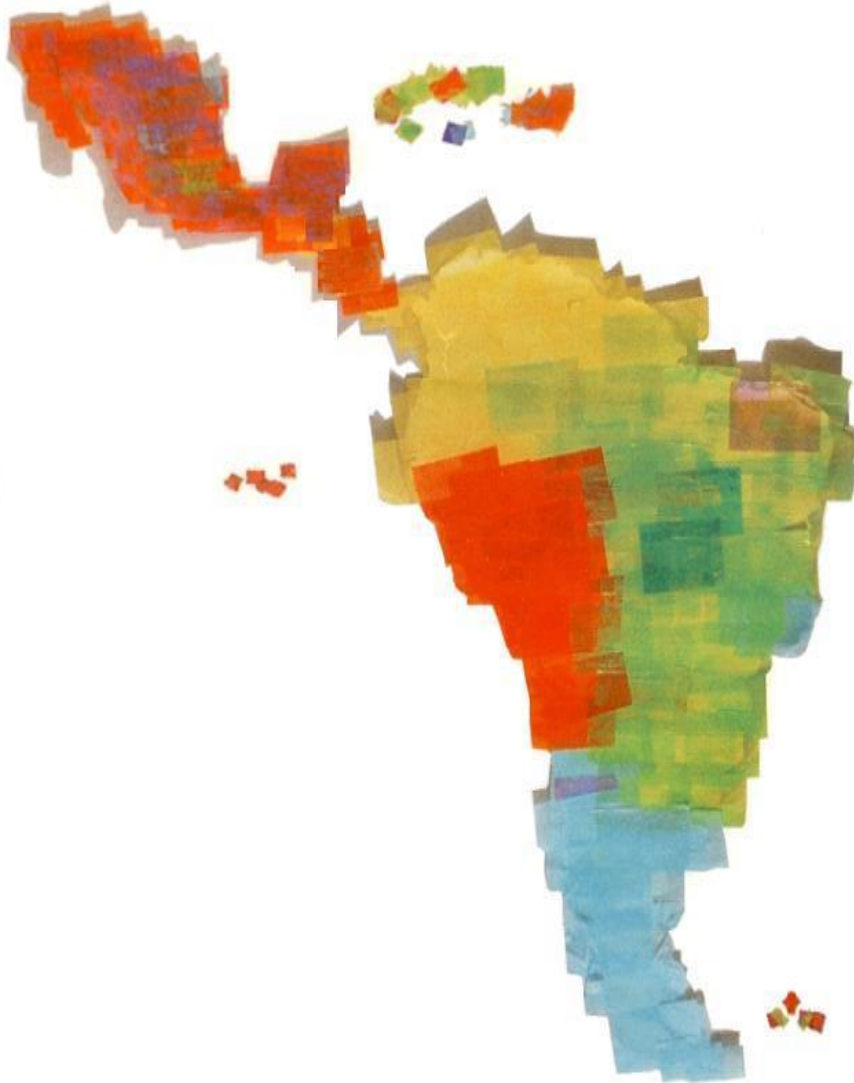
López Martínez, José Dimas
Macias Corral M.
Márquez Hernández Cándido
Montemayor Trejo J. A.
Moreno Resendez Alejandro
Murillo Amador Bernardo
Myint M.
Nieto Garibay Alejandra
Ochoa Martínez Esmeralda
Orona Castillo Ignacio
Orozco Hernández Gamaliel
Preciado Rangel Pablo
Puente Valenzuela Cristo Omar
Rodríguez Dimas Norma
Rodríguez Ríos J. Cruz
Rueda Puente Edgar Omar
Ruiz Espinoza Higinio
Salazar Sosa Enrique
Samani Z.
Segura Castruita Miguel Ángel
Smith Geoffrey B.
Tarazón Herrera Mario A.
Trejo Escareño Héctor Idilio
Troyo Dieguez Enrique
Uribe Montes Hugo Raúl
Valdez-Cepeda Ricardo D.
Varela Amanda
Vázquez Vázquez Cirilo
Vega Piña Adrián
Vital Silva Jesús
Zamora Salgado Sergio
Zúñiga Tarango Rafael,
Zúñiga Valenzuela Elizabeth

Este libro se termino de imprimir el día 14 de Septiembre 2007

en los talleres de **Impresos Selectos ARAC**

Carmen Salinas (C.28) No. 461 sur, Torreón Coahuila, México

El tiraje fue de 1000 ejemplares



“El uso y aprovechamiento de abonos orgánicos e inocuidad son dos componentes importantes de la producción orgánica en cualquier país. No se puede sustentar la agricultura a futuro en el uso exclusivo de agroquímicos por todos los efectos que esto implica; como los altos costos y la posible contaminación al ambiente, entre otros, de ahí que utilizar y saber manejar los abonos orgánicos es de vital importancia para una tecnología de punta en el mundo”