



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL

**Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional**

UNIDAD MICHOACÁN



**“EVALUACIÓN Y SELECCIÓN DE UNA PLANTA FORRAJERA CON
POTENCIAL PARA FITORREMIEDIAR SUELOS SALINOS”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS EN PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE

PRESENTA:

MARCOS ALFONSO LASTIRI HERNÁNDEZ

DIRECTORES DE TESIS

DRA. DIOSELINA ÁLVAREZ BERNAL

DR. GUSTAVO CRUZ CÁRDENAS

Jiquilpan de Juárez, Michoacán, México.

Agosto de 2016



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Jiquilpan, Michoacán siendo las 12:00 horas del día 28 del mes de Junio del 2016 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR Unidad Michoacán para examinar la tesis titulada:

"Evaluación y selección de una planta forrajera con potencial para fitoremediar suelos salinos"

Presentada por el alumno:

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre

Apellido paterno

Apellido materno

Nombre

Con registro:

B	1	4	0	8	7	9
---	---	---	---	---	---	---

aspirante de:

Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA
Directores de tesis


Dra. Dioselina Álvarez Bernal


Dr. Gustavo Cruz Cárdenas


Dra. Ma. del Rocío Ramírez Jiménez


Dr. José Teodoro Silva García


M. en C. Salvador Ochoa Estrada


Dra. Hortencia Gabriela Mena Vázquez
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN DEL INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CICR - IPN - U. MICH.



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
Instituto Politécnico Nacional
COLEGIO DE PROFESORES DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN DEL INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CICR - IPN - U. MICH.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Jiquilpan de Juárez Michoacán el día 27 del mes Junio del año 2016, el (la) que suscribe Marcos Alfonso Lastiri Hernández alumno (a) del Programa de **Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable** con número de registro B140879, adscrito a **C.I.I.D.I.R. I.P.N. Unidad Michoacán**, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la Dra. Dioselina Álvarez Bernal y del Dr. Gustavo Cruz Cárdenas y cede los derechos del trabajo titulado **Evaluación y selección de una planta forrajera con potencial para fitorremediar suelos salinos**, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección (dalvarezb@ipn.mx, gscruz@ipn.mx, marcos.lastiri5@gmail.com). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



Marcos Alfonso Lastiri Hernández

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional, a través del Centro Inter disciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional CIIDIR-IPN Unidad Michoacán, por el espacio brindado para realizar el posgrado y cumplir una meta más.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) así como al Programa de Becas de Estímulo de Formación de Investigadores (BEIFI) por el financiamiento otorgado para la realización de estudios de maestría.

A la Dra .Dioselina Álvarez Bernal, por la confianza depositada en mí, así también por su paciencia, tiempo, dedicación y orientación para finalizar este trabajo a lo largo de mi trayectoria por este Centro de investigación.

Al Dr. Gustavo Cruz Cárdenas, por sus consejos y orientaciones para la realización de este trabajo de investigación.

A los miembros de mi Comité tutorial, por su confianza y asesoría para la realización de mi trabajo de investigación.

A todos los profesores que me brindaron sus conocimientos para recorrer este camino y enriquecer mi formación profesional.

Así también a todo el personal que conforma el CIDIIR IPN Unidad Michoacán que contribuyó a la culminación de mis estudios.

A mis amigos por los gratos momentos que hemos pasado.

ÍNDICE

ABSTRACT	2
OBJETIVO GENERAL	3
OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	3
JUSTIFICACIÓN.....	3
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	4
HIPÓTESIS	4
INTRODUCCIÓN.....	5
MARCO TEÓRICO	7
SALINIDAD	7
ORIGEN DE LA SALINIDAD	7
CARACTERIZACIÓN Y EVALUACIÓN DE LA SALINIDAD	9
INDICADORES DE SALINIDAD	9
LA SOLUCIÓN DEL SUELO. DEFINICIÓN Y COMPOSICIÓN.....	12
PROCESOS DE TRANSICIÓN DE LAS SOLUCIONES EN LOS SUELOS AFECTADOS POR SALINIDAD	13
MÉTODOS DE MEJORAMIENTO DE SUELOS SALINOS.....	14
TOLERANCIA Y/O RESISTENCIA A LA SALINIDAD.	15
SÍNTOMAS Y DAÑOS OCASIONADOS POR LA SALINIDAD.....	17
BIORREMEDIACIÓN.....	18
PRINCIPIOS DE BIORREMEDIACIÓN	18
TÉCNICAS DE BIORREMEDIACIÓN	19
CRITERIOS PARA EMPLEAR LA BIORREMEDIACIÓN.....	25
FITORREMEDIACIÓN.....	25
FITOTECNOLOGÍAS PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS	27
FITOESTABILIZACIÓN	27
FITOEXTRACCIÓN (O FITOACUMULACIÓN	28
FITOFILTRACIÓN O RIZOFILTRACIÓN	28
FITOTRANSFORMACIÓN O FITODEGRADACIÓN.....	29

FITOVOLATILIZACIÓN	29
RIZODEGRADACIÓN	30
FITODESALINAZACIÓN.....	30
PLANTAS TOLERANTES A LA SALINIDAD	35
ESPECIES HALÓFITAS VS GLICÓFITAS.....	35
CLASIFICACIONES QUE HAN REALIZADO RESPECTO A LAS HALÓFITAS	38
DIAGRAMA GENERAL DE INVESTIGACIÓN	40
DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS FORRAJERAS EMPLEADAS	41
GARBANZO FORRAJERO (<i>Cicer arietinum L.</i>)	41
ALFALFA (<i>Medicago Sativa L.</i>).....	42
PASTO RYEGRASS (<i>Lolium perenne L.</i>).....	43
PASTO ESTRELLA DE ÁFRICA (<i>Cynodon nlemfuensis</i>)	44
CEBADA FORRAJERA (<i>Hordeum vulgare L.</i>)	45
JANAMARGO (<i>Vicia Sativa L</i>)	46
AVENA FORRAJERA (<i>Avena Sativa L.</i>).....	47
ARTICULO 1	49
EFECTO DE LA SALINIDAD EN LA GERMINACIÓN Y EMERGENCIA DE SIETE ESPECIES FORRAJERAS	50
RESUMEN	50
ABSTRACT.....	51
INTRODUCCIÓN	52
MATERIALES Y MÉTODOS	53
<i>Sitio experimental</i>	53
<i>Material vegetal</i>	54
<i>Soluciones salinas</i>	54
<i>Capacidad de hidratación de las semillas</i>	55
<i>Germinación</i>	55
<i>Análisis químico</i>	56
<i>Análisis de datos</i>	56
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56

CONCLUSIONES	67
ARTICULO 2	68
POTENCIAL DE VICIA SATIVA L. PARA FITORREMEDIA SUELOS SALINOS....	69
RESUMEN	69
ABSTRACT.....	71
INTRODUCCIÓN	72
MATERIALES Y MÉTODOS	74
<i>Sitio experimental</i>	74
<i>Características físico-químicas del suelo</i>	75
<i>Material de Siembra</i>	75
<i>Tratamientos de salinidad</i>	75
<i>Características fisicoquímicas del agua</i>	76
<i>Germinación – plántula</i>	76
<i>Tasa relativa de fitodesalinización (RPR)</i>	76
<i>Capacidad de fitodesalinización (PHD)</i>	77
<i>Análisis Químico (Suelo y Plantas)</i>	77
<i>Análisis de datos</i>	78
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	78
CONCLUSIONES	90
DISCUSIÓN INTEGRADORA	91
CONCLUSIONES GENERALES.....	95
BIBLIOGRAFÍA	97
CIBERGRAFÍA	122

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1: INDICADORES QUÍMICOS DE SALINIDAD.....	8
TABLA 2: TECNOLOGÍAS COMUNES DE BIORREMEDIACIÓN.....	21
TABLA 3: VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS RESPECTO A OTROS TRATAMIENTOS.....	24
TABLA 4: RESUMEN DE LAS APLICACIONES DE FITORREMEDIACIÓN.....	32
TABLA 5: ESPECIES HALÓFITAS QUE COMÚNMENTE SE ENCUENTRAN EN ENTORNOS SALINOS Y SU LÍMITE DE TOLERANCIA A LA SAL.....	37
TABLA 6: DOSIS DE NaCl UTILIZADAS Y SUS EQUIVALENCIAS EN CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.....	55
TABLA 7: IMBIBICIÓN DE LAS SIETE SEMILLAS FORRAJERAS 12 HORAS DESPUÉS DE HABER INICIADO EL EXPERIMENTO.....	57
TABLA 8: EFECTOS DEL GRADIENTE DE SALINIDAD CON NaCl SOBRE LA GERMINACIÓN, LONGITUD DE RAÍZ Y LONGITUD DEL HIPOCOTÍLO DE SIETE ESPECIES FORRAJERAS A LOS 21 DÍAS DE EVALUACIÓN.....	59
TABLA 9: CONTENIDO DE Na ⁺ , K ⁺ ,Ca ²⁺ , Mg ²⁺ y RELACIÓN K ⁺ /Na ⁺	63
TABLA 10: COMPOSICIÓN MINERAL DE LAS RAÍCES (R), LOS TALLOS (T) Y LAS HOJAS (H) DE LA ESPECIE <i>Vicia sativa L.</i> A LOS 90 DÍAS.....	79
TABLA 11: PESO SECO DE LOS ÓRGANOS DE LA ESPECIE <i>Vicia sativa L</i> AL INICIO (DÍA 21) Y AL FINAL DEL EXPERIMENTO (90 DDG).....	83
TABLA 12: BALANCE ENTRE LA COMPOSICIÓN MINERAL DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON LA TASA RELATIVA DE FITODESALINIZACION Y CAPACIDAD DE FITODESALINATION DE LA ESPECIE <i>Vicia sativa L</i> EXPUESTA A DIFERENTES CONCENTRACIONES SALINAS.....	86

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. PROCESOS IMPLICADOS EN LA FITORREMEDIACIÓN (A).....	33
FIGURA 2. PROCESOS IMPLICADOS EN LA FITORREMEDIACIÓN (B).....	33
FIGURA 3. PATRÓN DE CRECIMIENTO DE LAS HALÓFITAS.....	38
FIGURA 4. ILUSTRACIÓN ESQUEMÁTICA DEL CRECIMIENTO DE DIFERENTES TIPOS DE PLANTAS A DIFERENTES NIVELES DE SOLUCIÓN SALINA.....	39
FIGURA 5. DIAGRAMA GENERAL DE INVESTIGACIÓN.....	40
FIGURA 6. GARBANZO FORRAJERO (<i>Cicer arietinum l.</i>).....	42
FIGURA 7. ALFALFA (<i>Medicago Sativa L.</i>).....	43
FIGURA 8. RYEGRASS PERENNE (<i>Lolium perenne L.</i>).....	44
FIGURA 9. PASTO ESTRELLA DE ÁFRICA (<i>Cynodon nlemfuensis</i>).....	45
FIGURA 10. CEBADA FORRAJERA (<i>Hordeum vulgare L.</i>).....	46
FIGURA 11. JANAMARGO (<i>Vicia Sativa L.</i>).....	47
FIGURA 12. AVENA FORRAJERA (<i>Avena Sativa</i>)	48
FIGURA 13. MODELO DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PROTEÍNA SOS1 y HTPK...88	
FIGURA 14. EFECTOS MORFOLÓGICOS OBSERVADOS EN LAS ESPECIES POR SALINIDAD.....	93

RESUMEN

Millones de hectáreas en el mundo están siendo afectadas por la salinidad y cada año que pasa se vuelven más improductivas por el efecto de la acumulación de sales. En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán uno de los factores que originan la salinidad deriva de la mala calidad del agua subterránea, ante este contexto ha surgido la necesidad de buscar nuevas alternativas que coadyuven a retornar el ambiente alterado a su condición natural. La fitorremediación se presenta como una alternativa sustentable, principalmente por su capacidad para extraer, inmovilizar o eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos en diversos medios. El objetivo de este trabajo fue evaluar una especie forrajera comúnmente empleada en la región de la Ciénega con potencial para fitorremediar suelos salinos. La investigación se realizó en dos etapas. La primera, es un experimento de imbibición y germinación, en el cual se probaron los efectos de la salinidad de siete especies forrajeras sometidas a diferentes concentraciones con NaCl (0, 50, 100, 200 y 400 mM, respectivamente) en condiciones controladas durante 21 días. La segunda etapa consistió en evaluar el potencial de fitodesalinización de la especie *Vicia sativa* L. en condiciones de invernadero. Las macetas empleadas no se perforaron y llenaron con 8 kg de suelo franco arcilloso con una E_{Ce} de 1.4 dS m⁻¹ cada una. Se probaron tres niveles de salinidad 5.3, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹ con NaCl. La determinación de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ se llevó a cabo por medio de una digestión ácida y por espectrometría de absorción atómica. El experimento se consideró terminado en el día 90 después de la germinación (DDG). Se usó la prueba de Tukey para determinar la diferencia entre medias de tratamientos de cada variable analizada (imbibición, germinación, asociación de sodio en hoja, tallo y raíz y potencial fitodesalinizador). En la etapa de imbibición se observó una respuesta diferencial entre especies en condiciones de estrés salino, principalmente a 200 y 400 mM, al producir una reducción drástica en los niveles de absorción respecto a sus propios testigos que posteriormente se vio reflejado en su capacidad germinativa. Las especies *H. vulgare*, *L. perenne* y *V sativa* mostraron ser las más tolerantes al estrés salino. En la segunda etapa se encontró que la especie *V. sativa* cuenta con óptima capacidad de fitodesalinización en niveles moderados y fuertemente salinos, al mostrar una óptima capacidad de extracción en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, con valores de 36.3 y 40.4 kg por hectárea; respectivamente.

Palabras clave: Estrés salino; Ciénega de Chapala; Glicófitas, fitodesalinización, no lixiviación.

ABSTRACT

Million hectares worldwide are affected by salinity and each passing year they become more unproductive for the effect of the accumulation of salts. The origin of salinity at the region's Ciénega de Michoacan Chapala is the result of the poor quality of groundwater that producers used during the exploitation of farmland, therefore, has emerged the need to seek new alternatives that contribute to return the environment altered to its natural condition. Phytoremediation is presented as an alternative technically sustainable and affordable for its simplicity, mainly because of its ability to extract, retain or remove organic and inorganic contaminants in different media. The purpose of this study is to evaluate a forage species with potential for phytoremediate saline soils. The research was based on two stages.

The first stage consist in one experiment of imbibition and germination using seven forage species, to different concentrations of NaCl (0, 50, 100, 200 and 400 mM, respectively) under controlled conditions for 21 tested days. The second stage consisted to evaluate the potential of fitodesalinización of the species *Vicia sativa* L. under greenhouse conditions in a soil subjected to different levels of salt concentration. The experiment was carried out under an average temperature of 38 ° C / 15 ° C (day / night) and 60% (\pm 10%) relative humidity. The pots used was not drilled and filled with 8 kg of clay loam soil with a E_{Ce} of 1.4 dS m⁻¹ each. Three levels of salinity 5.3, 7.12 and 10.8 dS m⁻¹ NaCl were tested. The mineral composition of both plants and soil samples was carried out by atomic absorption spectrometry. The experiment was considered finished at day 90 after germination (DAG). Tukey test was used to determine the difference among treatment means of each variable analyzed. At the stage of imbibition we found a differential response among species in salt stress conditions, especially at 200 and 400 mM, producing a dramatic reduction in absorption levels respect to their own witnesses, subsequently it was reflected in its germinative capability. The species *H. vulgare*, *L. perenne* and *V. sativa* showed a lower ratio K⁺ / Na⁺, therefore, they are the most tolerants species of these levels of salt concentration. In the second stage it was found that the specie *V. sativa* showed optimal capacity of fitodesalinización in the moderate and strongly saline levels, showing optimum extraction capacity in treatments to 7.12 and 10.8 dS m⁻¹, with values of 36.3 and 40.4 kg per hectare respectively.

Keywords: salt stress; Ciénega de Chapala; Glycophyte, phyto desalination, no leaching

OBJETIVO GENERAL

Determinar la tolerancia a la salinidad en diversas especies forrajeras empleadas en el noroeste del Estado de Michoacán y seleccionar la especie con potencial fitorremediador de suelos salinos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Evaluar la tolerancia a la salinidad y los efectos fisiológicos de plantas forrajeras del noroeste del Estado de Michoacán.
2. Seleccionar una planta con potencial fitorremediador de las especies evaluadas.
3. Determinar el órgano donde se acumula la mayor cantidad de sales (hoja, tallo, raíz) en condiciones de invernadero, sometido a diferentes concentraciones salinas.
4. Determinar la capacidad de fitodesalinización (PHD) de la planta forrajera.

JUSTIFICACIÓN

En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán, no se tiene registrada ninguna investigación en cuanto a la fitorremediación con plantas forrajeras para mejorar los suelos que han sido afectados por la salinidad.

Por tanto, el presente estudio pretende generar nuevo conocimiento (básico) entorno al potencial de una especie glicófita para fitorremediar suelos salinos

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Específicamente, en la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán, estudios recientes han demostrado que la calidad del agua utilizada es adecuada para el riego en la mayoría de los drenes (Alvarez *et al.*, 2013). Sin embargo, la mayor parte de los productores cuentan con una limitada disposición de este recurso durante la estación de estiaje (Sandoval y Ochoa, 2010). Razón por la cual, se han visto en la necesidad de explotar de forma recurrente el agua subterránea; cuyas características fisicoquímicas han demostrado ser de mala calidad para la agricultura, provocando un proceso creciente de salinidad y sodicidad en las tierras de cultivo y con ello, una menor productividad (Silva *et al.*, 2006). Ante este contexto surge la necesidad de buscar alternativas que coadyuven a retornar el ambiente alterado a su condición natural.

Si bien es cierto que existen diversas prácticas de mejoramiento y manejo de los suelos salinos y salinizados, entre los que destacan los métodos físicos, químicos, biológicos y agro-técnicos, también es cierto que la recuperación de suelos afectados por la salinidad no es posible en su totalidad mediante la aplicación individual de cada uno de ellos; por lo que la efectividad para lograr dicho propósito radicarán en la combinación o alternancia de algunos de éstos métodos (Chávez y Álvarez, 2011). Motivo por el cual se deben estudiar a fondo nuevas alternativas sustentables que coadyuven a reducir el deterioro de los suelos marginales, bajo las condiciones bióticas y el contexto abiótico, presentes en cada región (Rozema, *et al.*, 2013; Hamdi *et al.*, 2012).

HIPÓTESIS

Las especies forrajeras cultivadas en el noroeste de Michoacán son potencialmente fitodesalinizadoras de sodio.

INTRODUCCIÓN

Millones de hectáreas en el mundo están siendo afectadas por la salinidad y cada año que pasa se vuelven improductivas por el efecto de la acumulación de sales (Qadir *et al.*, 2007). De acuerdo con Szabolcs (1994) los suelos afectados por la salinidad se producen dentro de los límites de al menos 75 países, estos suelos también ocupan más del 20% de la superficie de regadío mundial (Ghassemi *et al.*, 1995); en algunos países, esta proporción es todavía mayor, al abarcar más de la mitad de las tierras de regadío (Cheraghi, 2004).

Según Mert *et al.* (2008) la distribución de los suelos salinos y salinizados a nivel mundial comprenden entre un 40-50 % de toda el área del planeta. Sin embargo, se espera que la salinidad afecte en un 30% la productividad de las tierras cultivables en los próximos 25 años y más del 50% para la segunda mitad del siglo XXI (Reyes *et al.*, 2014; Mahajan y Tuteja, 2005).

Al respecto, Chávez y Álvarez (2011) señalan que la extensión de los suelos salinos aumentan a una tasa de 3 ha/min en diferentes regiones del mundo; indicando que se han logrado registrar alrededor de 953 millones de hectáreas (Mha) bajo esta condición. Aunque de acuerdo con otro estudio de ese mismo año la cifra es aún mayor, llegando a contabilizar alrededor de 1128 Mha en todo el planeta (Wicke *et al.*, 2011).

Durante las últimas décadas, la degradación del suelo por salinidad ha aumentado constantemente en varios países del mundo que cuentan con importantes esquemas de riego. Algunos ejemplos relevantes sobre este fenómeno son: la cuenca Ganges en la India (Gupta y Abrol, 2000), la cuenca del Indo en Pakistán (Aslam y Prathapar, 2006), la cuenca del río Amarillo en China (Chengrui y Dregne, 2001), la cuenca del Éufrates en Siria e Irak (Sarraf, 2004), la cuenca Murray-Darling en Australia (Herczeg *et al.*, 2001; Rengasamy, 2006), y el Valle de San Joaquín en los Estados Unidos (Oster y Wichelns, 2003). Cabe mencionar que la degradación salina del suelo por causa del riego también es frecuente en la cuenca del Mar Aral ubicada en Asia Central, misma que por los consecuentes cambios ambientales de esa región, está considerada como una de las más grandes causadas por la humanidad (Cai *et al.*, 2003).

En México, el problema de la salinidad se presenta principalmente en las zonas áridas y semiáridas, donde las precipitaciones son insuficientes para transportar las sales fuera de la zona

explorada por las raíces de las plantas (Shahba *et al.*, 2011; Rivera *et al.*, 2004). Por lo que se estima que la superficie afectada en el territorio nacional es del orden de 1 Mha (Manzano *et al.*, 2014).

En el Estado de Michoacán, la superficie con potencial agrícola es de 1, 110, 671 ha, de las cuales 114,104.78 ha (10.27%) presentan problemas de degradación química, relacionados con el decline de la fertilidad, la contaminación y salinización (Ortiz, 2002).

MARCO TEÓRICO

SALINIDAD

ORIGEN DE LA SALINIDAD

De acuerdo con Hasanuzzaman *et al.* (2014), la salinidad es el resultado de procesos naturales (erosión de material parental, la deposición de sal marina realizada por el viento y la lluvia, inundación de tierras costeras por las mareas, etc.) y actividades antropógenas (ascenso del nivel freático debido a un exceso de riego con agua subterránea, el riego con aguas salinas, el drenaje deficiente, etc.) que conducen en menor o mayor grado a una acumulación de sales, que afectan la fertilidad del suelo.

La salinidad en forma natural (primaria), se encuentra distribuida en todo nuestro planeta, principalmente en las regiones áridas, semiáridas y estepas, donde las condiciones de evaporación son mayores que las precipitaciones, sin embargo, su influencia se puede intensificar hacia otras zonas en la medida en que se susciten: 1) cambios climáticos; 2) procesos geomorfológicos de sedimentación, erosión y redistribución de materiales; así como 3) cambios en la hidrología superficial y subterránea. La significancia relativa del aporte de cada fuente suministradora de sales, dependerá de las condiciones del suelo, la efectividad del drenaje, la calidad del agua de riego, la sobreexplotación del manto y las prácticas de manejo agronómico que se presenten en cada región (Bui, 2013).

De acuerdo con los Grupos de Suelos en la Base Referencial Mundial (IUSS, 2006), la acumulación de sal es un fenómeno que no es exclusivo de ningún tipo particular de suelo, Sin embargo, son "Los suelos influenciados por el agua" en especial Solonetz (alcalinos) y Solonchak (enriquecidos de sal por evaporación), en los cuales la evaporación es alta en relación a la precipitación (hay un déficit estacional de agua) y la lixiviación es insuficiente para mover las sales fuera del perfil del suelo (Schofield y Kirkby, 2003).

Por otra parte, la salinización secundaria puede surgir cuando las sales se acumulan cerca de la superficie del suelo como consecuencia del aumento de los niveles de agua debido a las prácticas de manejo del suelo, como el riego o la tala de árboles (Silburn *et al.*, 2009; Rengasamy, 2006).

Desde el punto de vista hidrológico, la acumulación de sales ocurre en regiones de drenaje restringido, cuando el balance de las aguas freáticas es regulado por la evaporación y transpiración y no por el ingreso de aguas freáticas a la zona de acumulación (Otero *et al.*, 2008).

Es importante mencionar que el agua de riego, independientemente de su origen (subterráneo o superficial) lleva una cantidad variable de sales disueltas y otros elementos como el calcio, magnesio, sodio, bicarbonato, sulfato y cloruro. Los problemas principales que pueden provocar estas sustancias en el agua de riego se basan en tres características fundamentales: 1) Las sales que contiene el agua de riego, se acumulan en el suelo en función de sus características y de las posibilidades de lavado; 2) Los suelos arenosos presentan menores peligros que los arcillosos, dado que el agua lava mejor las sales acumuladas. Los suelos que contienen yeso (sulfato cálcico), aguantan más la salinidad, ya que el yeso hace pasar a formas solubles el sodio y 3) Un clima lluvioso, ayuda a lavar las sales, mientras que uno seco, hace que estas suban a la superficie por capilaridad, creando la típica costra salina e impermeabilidad del suelo (Qadir *et al.*, 2007).

Debido a que el riego suele establecerse en regiones áridas y semiáridas, donde la escasez y variabilidad de las precipitaciones no son suficientes para lavar el exceso de sales, es precisamente en esas zonas donde se incrementa la salinidad; hecho que se acentúa por las altas tasas de evaporación y transpiración, lo que a su vez afecta el balance hídrico de los suelos (Ashraf *et al.*, 2008).

La baja humedad atmosférica y las altas temperaturas que inciden en estas zonas incrementan el ascenso de la solución del suelo y con ello la deposición y concentración de sales en los horizontes superficiales, causando la acumulación de cloruros, sulfatos, sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}) y calcio (Ca^{2+}) en los primeros centímetros del suelo (Manchanda y Garg, 2008).

En México, el origen de la salinidad se relaciona principalmente con diversas actividades antropógenas, que implican el manejo inadecuado de los recursos de suelo y agua, como son: 1) La implantación de sistemas de riego sin prever la instalación de sistemas de drenaje, 2) el aumento de descargas de aguas residuales, 3) el uso de fertilizantes nitrogenados y plaguicidas, 4) la sobreexplotación de los mantos acuíferos, 5) los cambios hidrológicos provocados por la deforestación, 6) los cultivos intensivos provenientes de las agroindustrias y 7) la creciente

demanda industrial entorno al uso de suelos (Manzano *et al.*, 2014; Reyes *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2013, 2006; Sandoval y Ochoa, 2010; Barkla *et al.*, 2008; Zamudio *et al.*, 2004). Lo que en su conjunto provoca que las áreas productivas sean más inestables y sujetas a una constante degradación.

CARACTERIZACIÓN Y EVALUACIÓN DE LA SALINIDAD

INDICADORES DE SALINIDAD

A partir del concepto de salinidad descrito, se sugiere que los criterios de diagnóstico que se utilicen para la clasificación de los suelos afectados por salinidad, se basen en un conjunto de parámetros, fundamentalmente en el análisis de la relación existente entre ellos; así como en la valoración no solo del contenido total de iones; sino también de todos los aspectos que en el agroecosistema provoquen afectaciones o deterioro significativo de la fertilidad de estos suelos. Al respecto, Bunning y Lane (2002), separan a los indicadores de degradación de las tierras a nivel local, del ecosistema y nacional. Por lo que también pueden interpretarse como locales, regionales y globales en dependencia de la escala en que sea utilizado cada indicador.

Los indicadores químicos de salinidad de carácter global utilizados para la caracterización y el diagnóstico de la afectación por la salinidad son la conductividad eléctrica (CE), Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) y pH (Kochba *et al.*, 2004; Mueller *et al.*, 2004; Shukla *et al.*, 2004), cuyos parámetros permiten separar a los suelos afectados por salinidad en 3 grupos:

Tabla 1. Indicadores químicos de salinidad

Clasificación	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>PSI</i>	Proceso
Salinos	< 8.5	> 4	< 15	Salinización
Sódicos	> 8.5	< 4	> 15	Sodificación
Salinos - Sódicos	< 8.5	> 4	> 15	Salinización – Sodificación

Fuente: Otero *et al.*, 2008

Suelos salinos.

Su conductividad en el extracto de saturación es mayor que 4 dS/m, el PSI es menor que 15 y el pH en ningún caso será mayor de 8.5. Los cloruros y sulfatos son los aniones que se encuentran en mayor cantidad.

Suelos sódicos.

El PSI es mayor que 15, pero el contenido de sales solubles es reducido. El pH suele ser mayor de 8.5. El principal catión soluble en estos suelos es el sodio, y puede encontrarse en forma de carbonatos y bicarbonatos. El RAS (Relación de Absorción de sodio) suele ser elevado. Un porcentaje de sodio intercambiable (PSI) mayor de 15 se considera tradicionalmente que afecta las características estructurales e hidráulicas del suelo.

Las investigaciones de Crescimanno *et al.* (1995) mostraron que este valor y el concepto de umbral necesitan revisarse, porque la degradación del suelo con frecuencia tiene lugar a PSI más bajos, y el comportamiento del suelo parece ser continuo. Ellos encontraron una relación casi lineal entre las propiedades investigadas del suelo y el PSI, que indicaba que no habría un valor umbral; además los resultados obtenidos indicaban que un riesgo efectivo de la degradación de la calidad del suelo puede pronosticarse aún en el rango de PSI de 2 a 5 en una concentración catiónica baja. Esta es una indicación básica para el manejo del riego con el propósito de combatir y prevenir la degradación de la calidad del suelo.

Suelos salinos-sódicos.

Tienen alto contenido en sales solubles y concretamente abunda el sodio. Su conductividad es muy alta, así como el PSI; el pH puede variar considerablemente, pero suele ser menor de 8.5. El RAS suele ser elevado (> 15).

Existen otros índices o indicadores auxiliares provenientes de los análisis físicos y químicos de las muestras de suelos, frecuentemente utilizados en dependencia de la finalidad de los estudios como RAS, $aNa/(aCa)^{0.5}$, Ca/Na, PSI, % de magnesio, % $(Na^+ + Mg^+)$, potencial zeta, coeficiente de dispersión, estabilidad estructural, dilatación, densidad, curvas de retención de humedad, conductividad hidráulica, etc. (Ippolito *et al.*, 2005).

Sin embargo, la CE ha sido el parámetro más extendido y el más ampliamente utilizado en la estimación de la salinidad. Se basa en la velocidad con que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina, la cual es proporcional a la concentración de sales en solución. Hasta hace unos años se expresaba en mmhos/cm, hoy día las medidas se expresan en dS/m (dS=deciSiemens), siendo ambas medidas equivalentes $1\text{mmhos/cm}=1\text{dS/m}$. Por tanto, la CE refleja la concentración de sales solubles en la disolución.

La CE de un suelo (CEs) cambia con el contenido en humedad, disminuye en capacidad máxima (se diluye la solución) y aumenta en el punto de marchitamiento (se concentran las sales). Se ha adoptado que la medida de la CEs se hace sobre el extracto de saturación a 25°C . A una muestra de suelo se le añade agua destilada a 25°C hasta conseguir la saturación y se extrae el agua de la pasta mediante succión a través de un filtro.

Para distinguir suelos salinos de los no salinos, se han sugerido varios límites arbitrarios de salinidad. Se acepta que las plantas empiezan a ser afectadas de manera adversa cuando el contenido de sales excede del 1%. La clasificación americana de suelos, Soil Taxonomy, adopta el valor de 2 dS/m como límite para el carácter salino a nivel de gran grupo y subgrupo, pues considera que a partir de ese valor, las propiedades morfológicas y fisicoquímicas del perfil (y por tanto la génesis) del suelo, quedan fuertemente influenciadas por el carácter salino. Por otro lado, el laboratorio de salinidad de los EE.UU. ha establecido el límite de 4 dS m^{-1} para que la salinidad comience a ser tóxica para las plantas (Sanchez y Curetti, 2005).

Con base a la CEs, el United States Salinity Laboratory de Riverside establece los siguientes grados de salinidad:

- $0 - 2\text{ dS m}^{-1}$. Suelos normales.
- $2 - 4\text{ dS m}^{-1}$. Suelos ligeramente salinos (afectan los rendimientos de los cultivos muy sensibles)
- $4 - 8\text{ dS m}^{-1}$. Suelos salinos (afectan los rendimientos de la mayoría de los cultivos).
- $8 - 16\text{ dS m}^{-1}$. Suelos fuertemente salinos (sólo se obtienen rendimientos aceptables en los cultivos tolerantes).
- $>16\text{ dS m}^{-1}$. Suelos extremadamente salinos (muy pocos cultivos dan rendimientos aceptables).

Sin embargo, en México existen criterios para evaluar la salinidad de un suelo, con base en su conductividad (NOM-021-RECNAT-2000).

Tabla 2. Criterios para evaluar la salinidad de un suelo, con base en su conductividad.

Categoría del suelo	Valor (dS m ⁻¹)
No salino	0 – 2.0
Poco salino	2.1 – 4.0
Moderadamente salino	4.1 – 8.0
Muy salino	8.1 – 16.0
Exxtremadamente salino	➤ 16.0

LA SOLUCIÓN DEL SUELO. DEFINICIÓN Y COMPOSICIÓN.

La solución del suelo consiste de toda el agua líquida en el suelo y los materiales disueltos en éste, en la proximidad inmediata de la superficie sólida, justamente qué constituye la proximidad inmediata es difícil definir, pero corresponde al agua contenida en la doble capa eléctrica de la superficie coloidal. En sistemas floculados, la doble capa eléctrica será normalmente solo unas pocas moléculas de espesor, sin embargo en sistemas dispersos, la solución del suelo puede ser de dos o más moléculas de extensión (Otero *et al.*, 2008).

De hecho, la característica general de los suelos salinos es la presencia de altas concentraciones de sales solubles, lo cual incrementa el potencial osmótico de la solución del suelo, causando estrés fisiológico en las plantas (Wahome *et al.* 2001).

El proceso de excreción asociado con la actividad de las raíces de las plantas, dirige el ajuste correspondiente en la concentración de cationes en la superficie. En la solución de suelo afectada por una alta concentración de iones disueltos se ejerce un efecto perjudicial en la concentración interna de la planta por la influencia del efecto osmótico (Cochrane y Cochrane, 2005).

El transporte o retención de los cationes adsorbidos, así como de otras sustancias, entre ellas los contaminantes del suelo (Laegdsmand *et al.*, 2005), dependen de cómo esté relacionada la

superficie sólida cargada de los suelos y los iones disueltos en la solución acuosa, puesto que los procesos de intercambio iónico están regidos por fenómenos de adsorción y desorción.

La importancia del intercambio de cationes en relación con la nutrición de las plantas es obvia a partir del hecho de que la solución del suelo contiene menos del 1% del potasio requerido para una cosecha, siendo suplido el resto por compensación del potasio desde los coloides del suelo.

Suleiman y Ritchie (2005), reportaron que también el movimiento lateral de la solución del suelo, puede ser causa de la variabilidad espacial de la respuesta de la producción del cultivo.

PROCESOS DE TRANSICIÓN DE LAS SOLUCIONES EN LOS SUELOS AFECTADOS POR SALINIDAD

Según los electrolitos que se acumulan en los suelos, el equilibrio entre los cationes de la solución del suelo y aquellos adsorbidos por los coloides, maniobran continuamente para acomodar cambios en la composición y concentración de los cationes disueltos e intercambiables. Cuando el sodio se incrementa en la solución del suelo, la proporción de sodio adsorbido sobre los coloides, también se incrementa. Ya que el sodio tiene más baja afinidad por la arcilla que los otros cationes en el suelo, la proporción de sodio a otros cationes solubles sobre un equivalente base (designado como porcentaje de sodio soluble), debe estar por encima del 50 %, para que una apreciable cantidad de sodio sea adsorbida.

Algunas ecuaciones han sido desarrolladas para ilustrar la relación entre los cationes solubles en la solución del suelo, y aquellos adsorbidos sobre la arcilla. Estas están asentadas en diferentes conceptos físicoquímicos, resultando las fórmulas similares a las basadas en la ley de acción de masas. En los suelos salinos y sódicos se utiliza la Ecuación de Gapón, que relaciona el porciento de sodio adsorbido (PSI) con la RAS obtenida de los iones disueltos.

El cálculo de la RAS, es como sigue:

$$\frac{Na^+}{[(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2]^{0.5}}$$

Donde:

RAS = Relación de adsorción de sodio (mmol L⁻¹)

Na⁺ = Cation sodio (meq L⁻¹)

Ca²⁺ = Cation calcio (meq L⁻¹)

Mg²⁺ = Cation magnesio (meq L⁻¹)

Ésta es altamente correlacionada con la proporción de sodio intercambiable del complejo adsorbente, por lo que puede expresar el peligro de sodificación de los suelos. En esta relación, los cationes solubles están considerados en me/l o mmol/l.

MÉTODOS DE MEJORAMIENTO DE SUELOS SALINOS

Las principales prácticas de mejoramiento y manejo de los suelos salinos y salinizados han sido agrupadas en métodos de mejoramiento, a saber, físico, químico, biológico y agrotécnico. No obstante cualquier división de los métodos de mejoramiento de los suelos salinizados, resulta artificial, pues ningún método por separado es capaz de darle solución al problema, sino que, es en la combinación de los mismos, donde se deben esperar los mejores resultados (González *et al.*, 2002).

El método más utilizado para la recuperación de suelos salinos es el lavado o lixiviación de las sales solubles con agua de baja salinidad; este método consiste básicamente en aplicar una lámina grande de agua para disolver las sales y removerlas de la zona radical del cultivo. Aunque para lavar un suelo salino es indispensable que éste sea permeable y que exista una salida para el agua de drenaje (Serrato *et al.*, 2002).

Los métodos químicos de mejoramiento se usan fundamentalmente para sustituir el Na^+ y el Mg^{++} contenido en el complejo de cambio por el Ca^{++} . Sobre este aspecto se han informado efectos positivos con el uso de compuestos cálcicos y de hierro, así como el uso de residuales que contienen ácido sulfúrico y otros elementos. No obstante las sustancias más utilizadas con esos fines son el sulfato y el cloruro de calcio (González *et al.*, 2002).

Los métodos agrotécnicos están dirigidos fundamentalmente a mejorar las propiedades físicas y la fertilidad de los suelos afectados por sales. Se destacan en este sentido el uso de sustancias orgánicas como la cachaza y la materia orgánica de diferentes fuentes debido a que su aplicación favorece la formación de humus en el suelo mejorando su estructura; al mismo tiempo que contiene gran cantidad de elementos nutritivos y microorganismos beneficios para la planta (González, *et al.*, 2002)

Entre los métodos biológicos, el de mayor empleo es el uso de plantas tolerantes, extractoras de sales, fundamentalmente de interés forrajero, porque además de reducir la salinidad, pueden ser aprovechados como cultivos de amplia cobertura en grandes extensiones de suelo para disminuir la erosión y la confección de forraje para el ganado (Ruiz *et al.*, 2012).

Conseguir un manejo adecuado de los suelos afectados por la salinidad, permitiría obtener cultivos rentables, por un lado, y su posible recuperación y regeneración, por otro. Para un manejo adecuado de estos suelos, no sólo se han de tener en cuenta las condiciones específicas, sino que es necesario hacer un seguimiento de los mismos, con el fin de controlar su evolución.

TOLERANCIA Y/O RESISTENCIA A LA SALINIDAD.

La tolerancia a la salinidad puede definirse con base a distintos enfoques (Royo y Aragüés, 2002). Bernstein (1963) define tolerancia como el grado con que una planta es capaz de ajustar su potencial osmótico con un sacrificio mínimo de crecimiento, mientras que Levit (1980) asocia la tolerancia con la ausencia de efectos negativos sobre el crecimiento de las plantas que acumulan sales en sus tejidos.

Por su parte, Maas (1986) considera que la tolerancia se puede analizar desde tres puntos de vista: 1) La aptitud para sobrevivir en condiciones salinas, 2) El rendimiento absoluto en condiciones salinas y, 3) El rendimiento en condiciones salinas relativo al obtenido en condiciones no salinas.

El primer enfoque puede ser útil en programas de mejora genética, pero su interés económico es irrelevante. Por el contrario, el segundo enfoque puede ser el más apropiado para el agricultor por ser el que proporciona un mayor rendimiento económico, pero limita las comparaciones entre cultivos o variedades porque las producciones no se expresan en términos equivalentes y por depender del ambiente en que se desarrollen los cultivos. Finalmente, el tercer enfoque se utiliza comúnmente para expresar la tolerancia a la salinidad, aunque tiende a sobreestimar la tolerancia del material menos productivo en condiciones no salinas y no refleja necesariamente la máxima productividad en condiciones salinas. A pesar de estas limitaciones, este último enfoque es el que se ha adoptado para generar las tablas de tolerancia de los cultivos a la salinidad (Maas y Hoffman, 1977; Maas, 1990), ya que permite comparar cultivos cuyas producciones se expresan en unidades diferentes y en principio, es menos sensible a las variables espacio y tiempo (Chávez y Álvarez, 2011).

De acuerdo con Hameed y Khan (2011), la tolerancia de las especies vegetales a la salinidad, se puede definir como el rendimiento relativo de las especies aun nivel dado de salinidad, sin que se afecte de manera drástica su división celular y la plasticidad de sus paredes celulares.

Dicha tolerancia variará ampliamente, no solo entre las distintas especies, sino también entre organismos de la misma especie, por lo que su viabilidad en este tipo de hábitats dependerá de ciertas capacidades para hacer frente a diversas limitaciones importantes, como son: 1) El mantenimiento de relaciones hídricas intracelulares en forma favorable, 2) la toxicidad de iones y 3) el abastecimiento de iones de nutrientes esenciales (Koyro *et al.*, 2009).

SÍNTOMAS Y DAÑOS OCASIONADOS POR LA SALINIDAD.

Los problemas que generalmente enfrentan las plantas expuestas a condiciones salinas son: 1) El estrés iónico (la acumulación de iones tóxicos tales como Na^+ y Cl^- en las células, mismos que afectan negativamente a la integridad de la membrana celular, las actividades enzimáticas, la adquisición de nutrientes, la transpiración y la función del aparato fotosintético), 2) el estrés osmótico (que conduce al cierre de los estomas y por ende, a la sequía fisiológica), 3) la interrupción de la homeostasis, 4) el estrés oxidativo, así como 5) cambios bioquímicos (incremento de la síntesis de ácido abscísico y solutos osmoprotectores) y fisiológicos (alteración de la permeabilidad de las membranas a los iones y al agua, cierre estomático, disminución de transpiración y fotosíntesis), síntomas que en su conjunto reducen el crecimiento de las plantas y la mayor parte de las veces su muerte) (Hasanuzzaman *et al.*, 2014; Chávez y Álvarez, 2011; Riadh *et al.*, 2010; Türkan y Demiral, 2009).

Un efecto secundario de la alta salinidad es la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) que son altamente destructivas para lípidos, ácidos nucleicos y proteínas, tales como los radicales superóxido (O_2^-), el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y los radicales hidroxilo (OH), que son potencialmente citotóxicos (Munns y Tester, 2008).

Los daños por salinidad incluyen: evitar o retardar la germinación de la semilla, obtención de una baja población de plantas, producción de plántulas delgadas y enfermizas, seguida de clorosis y muerte prematura; el daño es similar al de sequía. Las plantas que son sensibles a la sal o sólo moderadamente tolerantes, muestran una disminución progresiva en su crecimiento y rendimiento conforme aumentan los niveles de salinidad. Cuando la salinidad reduce el crecimiento, las partes de la planta como hojas, tallos y frutos son más pequeños que lo normal. Con frecuencia, las hojas son de color verde-azulado intenso (De la Garza, 1996).

La salinidad puede restringir severamente el crecimiento de las plantas, sin que presenten ningún síntoma agudo de daño, lo cual puede conducir a una pérdida del rendimiento sin que el agricultor se dé cuenta de que la salinidad es la causa. Sin embargo, en la mayoría de los casos, la salinidad del suelo es tan variable que se presentan en el campo manchones sin plantas, áreas con plantas severamente achaparradas y manchones de plantas normales.

Los frutales o árboles de sombra pueden crecer bien hasta que las sales se acumulan, después de esto hay un retraso en el crecimiento seguida de clorosis. Dentro de los síntomas encontrados están: crecimiento escaso, brotes débiles, hojas pequeñas y follaje amarillo brillante. Al final de la temporada se presentan quemaduras en los márgenes de las hojas y su caída prematura (De la Garza, 1996).

Ante esta problemática surge la necesidad de buscar alternativas que coadyuven a retornar el ambiente alterado a su condición natural. Es aquí donde la biorremediación se presenta como una alternativa sustentable y técnicamente viable por su sencillez, al favorecer la degradación o remoción de contaminantes.

BIORREMEDIACIÓN

De acuerdo con Chávez y Álvarez (2011), la biorremediación es la rama de la biotecnología ambiental que utiliza organismos vivos como tecnología para mejorar la calidad de ambientes contaminados.

La biorremediación se utiliza para la degradación de los plaguicidas, productos químicos industriales, componentes del petróleo crudo, e incluso los compuestos que, hasta hace poco, eran considerados como no biodegradables, tales como disolventes clorados, compuestos clorofluorocarbonos, y otros compuestos orgánicos sintéticos (Zouboulis y Moussas, 2011).

PRINCIPIOS DE BIORREMEDIACIÓN

Los organismos adecuados para la biorremediación pueden ser bacterias, hongos o plantas, los cuales tienen capacidades fisiológicas para degradar y/o desintoxicar los suelos y las agua contaminadas (Ortiz-Hernández *et al.*, 2014).

La biorremediación consiste y se compone de etapas esenciales para su adecuada funcionalidad, desde el análisis de la línea de base, pasando por la remoción del material contaminado hasta el pretratamiento y disposición final. La biorremediación es la mejor alternativa, por ser ecológicamente amigable con el ambiente (Rodríguez, 2014).

La biorremediación presenta diversas ventajas, entre las que se encuentran: 1) Los organismos que se utilizan son baratos y sus reacciones son predecibles, 2) muchas de las técnicas se pueden aplicar *in situ*, lo que da lugar a un ahorro substancial en los costos de transporte, incluso en los costos de separación respecto al terreno o las aguas subterráneas, 3) presenta bajos costos de operación y un desempeño adecuado a temperatura ambiente, 4) elimina de forma simultánea la contaminación del suelo y del agua subterránea y 5) si se realiza de una forma óptima, los costos pueden reducirse a la tercera o cuarta parte respecto a otras técnicas como el vertido o incineración (Megharaj *et al.*, 2011).

TÉCNICAS DE BIORREMEDIACIÓN

Las técnicas de biorremediación se pueden clasificar en dos categorías generales: *ex situ* e *in situ*. Las técnicas de biorremediación *ex situ* requieren la eliminación física del material contaminado, y su transporte a otra área para su posterior tratamiento. Mientras que en las técnicas *in situ*, implican el tratamiento del material contaminado en el lugar (Chowdhury *et al.*, 2012). La tabla 1 resume las técnicas comunes de biorremediación.

Tabla 2. Tecnologías comunes de biorremediación

Técnica	Descripción	Lugar de aplicación	Velocidad del tratamiento	Costo económico	Contaminantes tratables.
Bioaugmentación	Uso de enzimas o cultivos de microorganismos con alta capacidad de oxidación con el propósito de eliminar sustancias indeseables, donde se asegura que estén presentes los microorganismos específicos capaces de degradar al compuesto contaminante no deseado hasta sus moléculas básicas.	<i>In situ</i>	Media	Bajo	Hidrocarburos
Biofiltros	Uso de columnas microbianas para tratar de degradar (en su mayoría) las emisiones y los olores del aire (compuestos volátiles).	<i>Ex situ</i>	Media	Bajo	Compuestos inorgánicos como el sulfhídrico y el amoníaco, compuestos orgánicos volátiles como el tolueno, los xilenos o el benceno, metano con rendimientos de hasta el 50 %
Bioestimulación	Adición de nutrientes, sustratos o tensoactivos que estimulan el crecimiento y actividad metabólica de los microorganismos degradadores presentes en la zona impactada.	<i>In situ</i>	Lenta	Bajo	Hidrocarburos, derivados del petróleo, plaguicidas, disolventes, y otras sustancias químicas orgánicas

Técnica	Descripción	Lugar de aplicación	Velocidad del tratamiento	Costo económico	Contaminantes tratables.
Bioslurping	Extraer a vacío aire del suelo, favoreciendo el flujo de nuevo aire a esta zona, lo que se aprovecha para estimular la actividad de los microorganismos capaces de degradar contaminantes orgánicos.	<i>In Situ</i>	Media	Bajo	Hidrocarburos derivados del petróleo
Biosparging	Consiste en la inyección de aire a presión para aumentar la degradación biológica en los acuíferos.	<i>In situ</i>	Lenta	Bajo	Biomasa, Hidrocarburos Aceites minerales, Queroseno, plaguicidas
Biorreactores	En un recipiente se lleva a cabo un proceso químico que involucra organismos o sustancias bioquímicamente activas derivadas de dichos organismos. Este proceso puede ser aeróbico o anaeróbico.	<i>Ex situ</i>	Alta	Alta	Desechos líquidos o lodos
Bioventeo	Suministro de aire y nutrientes a través de los pozos construidos específicamente a los suelos contaminados, con el fin de estimular el crecimiento y la actividad microbiana	<i>In situ</i>	Media	Bajo	Hidrocarburos disolventes no clorados, plaguicidas, y otros compuestos orgánicos

Técnica	Descripción	Lugar de aplicación	Velocidad del tratamiento	Costo económico	Contaminantes tratables.
Composting	Proceso biológico que se describe como la combinación de material contaminado con abonos orgánicos no peligrosos, como el estiércol o los residuos agrícolas. Esta mezcla facilita el desarrollo de una rica población microbiana, que consiste principalmente de microorganismos mesófilos y termófilos.	<i>Ex situ</i>	Media	Bajo	Explosivos, Hidrocarburos Policiclicos Aromaticos, y otros compuestos orgánicos biodegradables
Land farming	Eliminar el suelo contaminado y extenderlo sobre una superficie impermeable, donde se prepara y labra periódicamente hasta que se produce la degradación natural.	<i>Ex situ</i>	Media	Bajo	Lodos de refinería
Fitorremediación	Consiste en la remoción, retención o disminución de la toxicidad de los contaminantes en el suelo usando plantas.	<i>In situ</i>	Lenta	Bajo	Metales, plaguicidas, disolventes, explosivos, hidrocarburos del petróleo, sales

Técnica	Descripción	Lugar de aplicación	Velocidad del tratamiento	Costo económico	Contaminantes tratables.
Biodegradación	Uso de elementos químicos como sustrato por la acción de agentes biológicos, como plantas, animales, microorganismos y hongos, bajo condiciones ambientales naturales.	<i>Ex situ</i>	Media	Alta	Residuos de artillería, compuestos orgánicos volátiles (COV), plaguicidas, desechos orgánicos urbanos, papel, hidrocarburos.
Biopilas	El suelo contaminado con hidrocarburos es extraído y dispuesto en un área de tratamiento o piscina previamente excavada para su descontaminación con microorganismos.	<i>Ex situ</i>	Lenta	Bajo	COV, hidrocarburos, plaguicidas

Fuente: *Elaboración propia con base en Ortiz et al., 2014; Khoei et al., 2013; Juwarkar et al., 2010.*

Como se puede apreciar, los procesos de biorremediación pueden ser aeróbicos (Bedard y may, 1995; Wiegel y Wu 2000) o anaeróbicos (Komancová *et al.*, 2003). Sin embargo, debido a la problemática que conlleva el uso de estos métodos para tratar compuestos muy complejos al momento de remediar sitios contaminados, ha surgido la necesidad de emplear los procesos de biorremediación de manera secuenciada (anaeróbica-aeróbica).

No obstante, es importante señalar que la biorremediación, como cualquier otra tecnología, presenta ciertas desventajas, ya que es altamente susceptible, tanto a variables ambientales del sitio como de los organismos, por lo que se deben tomar en cuenta durante la implementación de las técnicas. Lo que a menudo genera que requiera más tiempo que otras opciones de tratamiento para efectuar los cambios positivos en el suelo que los métodos químicos (Chávez y Álvarez, 2011). La tabla 3 muestra las ventajas y desventajas de los tratamientos biológicos sobre los químicos y térmicos.

Tabla 3. Ventajas y desventajas de la biorremediación de suelos respecto a otros tratamientos

Tratamientos	Ventajas	Desventajas
Biológicos	<p>Son efectivos en cuanto a costos.</p> <p>Son tecnologías más benéficas para el ambiente.</p> <p>Los contaminantes generalmente son destruidos.</p> <p>Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior.</p>	<p>Requieren mayores tiempos de tratamiento.</p> <p>Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y/o productos.</p> <p>No pueden emplearse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano.</p>
Fisicoquímicos	<p>Son efectivos en cuanto a costos.</p> <p>Pueden realizarse en periodos cortos.</p> <p>El equipo es accesible y no se necesita de mucha energía ni ingeniería.</p>	<p>Los residuos generados por técnicas de separación, deben tratarse o disponerse: aumentando los costos y necesidad de permisos.</p> <p>Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes: requiriéndose de sistemas de recuperación.</p>
Térmicos	<p>Permite tiempos rápidos de limpieza.</p>	<p>Es el grupo de tratamientos más costoso.</p> <p>Los costos aumentan en función del empleo de energía y equipo.</p> <p>Intensivos en mano de obra y capital.</p>

Fuente: *Elaboración propia con base en (Jain et al., 2005).*

De esta forma, se hace evidente, que la aplicación de la biorremediación en sitios contaminados puede producir beneficios, al mejorar la calidad y la sostenibilidad del ambiente, permitiendo con ello que los sitios logren ser rehabilitados de la toxicidad de los contaminantes presentes en los suelos para su utilización (Zouboulis y Moussas, 2011).

CRITERIOS PARA EMPLEAR LA BIORREMEDIACIÓN.

Para considerar seriamente la biorremediación como una práctica de tratamiento, ciertos criterios deben ser conocidos:

- Los organismos deben tener la actividad catabólica necesaria para degradar los contaminantes en una tasa que lleve la concentración de los contaminantes a un nivel que sean acordes con la norma regulatoria.
- El sitio contaminado debe tener condiciones de suelo permitan el crecimiento de plantas, microbios o actividad enzimática.
- La susceptibilidad del contaminante con la transformación biológica (bioquímica).
- La accesibilidad de los contaminantes a los microorganismos (biodisponibilidad)
- La oportunidad para la optimización de la actividad biológica (bioactividad)
- El costo de la biorremediación debe ser menor, que otras tecnologías alternativas con capacidad para remover el contaminante.

La falta de conocimientos sobre estos criterios puede causar fallas en cualquiera de las técnicas de biorremediación descritas (Dua *et al.*, 2002).

Como puede apreciarse, una de las principales técnicas de biorremediación, para mejorar la condición de los suelos contaminados, es la fitorremediación. De ahí la importancia de ahondar más sobre ella y sobre los beneficios potenciales que esta puede presentar desde un enfoque agropecuario.

FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación se refiere a la utilización de plantas, incluyendo árboles y pastos, para detoxificar, transformar y degradar contaminantes orgánicos; así como para remover contaminantes inorgánicos de suelos, sedimentos, y aguas subterráneas y superficiales (Gerhardt *et al.*, 2009; Qadir *et al.*, 2006; Pilon-Smits, 2005).

Cuando se desea fitorremediar suelos salinos, la selección de las especies de plantas dependen de la capacidad de éstas para resistir altos niveles de salinidad de los suelos y de su potencial económico agropecuario (medicamentos, aceite comestible, forrajes, biocombustibles) (Nasim *et al.*, 2006).

El objetivo final de la fitorremediación en un suelo contaminado no debe ser sólo eliminar o reducir el contaminante sino, sobre todo, recuperar la calidad del mismo (Ashraf *et al.*, 2010).

Es importante señalar que como parte de los diversos mecanismos fisiológicos que poseen las plantas utilizadas en la fitorremediación, la contribución de las poblaciones microbianas que cohabitan en la rizosfera tiene especial relevancia en los procesos involucrados en la transformación, la degradación y la mineralización de contaminantes orgánicos tales como hidrocarburos del petróleo, plaguicidas, materiales explosivos, colorantes utilizados en la industria textil, residuos tóxicos derivados de la industria farmacéuticas y sales, entre otros (Qadir *et al.*, 2003).

Por este motivo, la fitorremediación ha ganado mayor aceptación, especialmente durante los últimos 18 años, como una técnica de tratamiento que por lo general es complementaria a muchas de las técnicas *ex situ* que se practican actualmente. Entre las principales ventajas de este método se encuentran: 1) el bajo costo para su implementación y mantenimiento, al ser mucho más rentable que los métodos mecánicos o químicos alternativos de eliminación de compuestos peligrosos del suelo, cuyos costos son prohibitivos para los agricultores de escasos recursos en muchos países en vías de desarrollo, 2) ser de bajo impacto ambiental, 3) nula invasividad, 4) de fácil implementación, 5) fácil aplicabilidad a gran escala, 6) se pueden realizar *in situ*, es decir sin necesidad de transportar el suelo o sustrato contaminado, 7) su aplicación es tanto para suelos como para aguas, mejorando sus propiedades físicas y químicas, 8) promueve la estabilidad de los agregados del suelo y la creación de macroporos, que mejoran las propiedades hídricas del suelo y la proliferación de la raíz, 9) una mayor disponibilidad de nutrientes y oxígeno en el suelo a través de los procesos metabólicos microbianos y de las plantas después de aplicar la fitorremediación, 10) mejora las consideraciones ambientales en términos de secuestro de carbono en el suelo y, 11) está socialmente y medioambientalmente aceptada por las comunidades y las agencias reguladoras debido a que fomenta la formación de

una cubierta vegetal, mitigando la erosión (Hasanuzzaman, 2014; Zouboulis y Moussas, 2011; Ashraf *et al.*, 2010; Qadir y Oster, 2007).

Una ventaja adicional, aunque muy poco científica, es que existe una gran aceptación del público hacia la fitorremediación, que hace que sea una opción atractiva para la industria (Gerhardt *et al.*, 2009).

FITOTECNOLOGÍAS PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS

Diversas técnicas de fitorremediación se pueden clasificar en varios tipos, de acuerdo con el destino de los contaminantes y el medio de superficie (Zouboulis y Moussas, 2011; Carpena y Bernal, 2007). A continuación se hace una breve descripción de cada uno de los tratamientos.

FITOESTABILIZACIÓN

Esta técnica se aplica principalmente a los suelos contaminados con metales, ya que reduce la movilidad de los metales a través de la acumulación y adsorción de éstos en las raíces, y la precipitación dentro de la rizosfera, evitando así el reingreso de estos contaminantes en el ambiente del suelo (Singh, 2012).

Hay evidencia de que la eficiencia de la fitoestabilización se puede aumentar mediante la combinación de las especies de plantas con las enmiendas apropiadas de suelos, tales como zeolitas, beringite, o hidroxapatita, reduciendo así la movilidad de los metales en el suelo contaminado (Wana y Okieimen, 2011).

FITOEXTRACCIÓN (O FITOACUMULACIÓN)

Este método implica la absorción de metales sobre las raíces y su translocación a los brotes por encima del suelo o las hojas (Rafati *et al.*, 2011). Las plantas deben ser, sucesivamente, cosechadas y tratadas, para evitar el reciclado de contaminantes eliminados, cuando la planta se descompone (Yoon *et al.*, 2006). Otras opciones de tratamiento pueden incluir la incineración o el compostaje para el reciclaje de metal (Sekara, 2005).

Sin embargo, la eficiencia de la fitoextracción puede ser influenciada por una serie de factores importantes, incluyendo la sorción de los metales sobre la superficie de las partículas del suelo y su baja solubilidad. Estos inconvenientes se pueden compensar mediante la adición de agentes químicos apropiados, tales como los quelantes sintéticos (por ejemplo, ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), que pueden aumentar la solubilidad de metal y por lo tanto promover la absorción en las raíces (Zouboulis y Moussas, 2011).

Otras opciones posibles para mejorar la fitoextracción son el cultivo selectivo y la aplicación de plantas modificadas genéticamente, que contienen genes hiperacumuladores específicos. Esta técnica de tratamiento se considera que es particularmente rentable, ya que permite la acumulación de bajos niveles de contaminantes de un área extensa (Tangahu *et al.*, 2011).

FITOFILTRACIÓN O RIZOFILTRACIÓN

La Fitofiltración o rizofiltración se refiere a la eliminación de contaminantes de aguas superficiales contaminadas o aguas residuales a través del uso de plantas. Esto puede lograrse por la sorción de contaminantes sobre o dentro de las raíces por los microorganismos que están presentes en la rizosfera (Mukhopadhyay y Maiti, 2010).

La gama de contaminantes que se pueden quitar por esta técnica incluye principalmente metales, radionúclidos, y compuestos orgánicos hidrófobicos (Mezjasz-Przybylowicz *et al.*, 2004). Ciertas variedades de girasoles y plantas flotantes, como el jacinto de agua y lenteja de agua, pueden utilizarse en este método. La lenteja de agua se ha utilizado con éxito en una planta de tratamiento a gran escala de las aguas residuales municipales en Asia (Zouboulis y Moussas, 2011).

La eficiencia de esta tecnología se puede aumentar significativamente por la adición de enmiendas orgánicas, que a su vez puede facilitar el establecimiento y crecimiento de dichas plantas.

FITOTRANSFORMACIÓN O FITODEGRADACIÓN

La fitodegradación es la degradación de contaminantes orgánicos por las plantas con la ayuda de enzimas tales como la deshalogenasa y oxigenasa; que no dependen de los microorganismos rizosféricos (Vishnoi y Srivastava, 2007). Las plantas pueden acumular xenobióticos orgánicos de ambientes contaminados y desintoxicar a través de sus actividades metabólicas. Desde este punto de vista, las plantas verdes pueden ser consideradas como un " Hígado verde " para la biosfera. La fitodegradación no incluye la eliminación de contaminantes orgánicos porque los metales pesados no son biodegradables.

Recientemente, los científicos han mostrado interés en la fitodegradación de diversos contaminantes orgánicos incluyendo herbicidas sintéticos e insecticidas. Algunos estudios han reportado el uso de plantas modificadas genéticamente (por ejemplo, álamos transgénicos) para este propósito (Doty *et al.*, 2000).

FITOVOLATILIZACIÓN

La fitovolatilización es la absorción de contaminantes del suelo por las plantas, su conversión a la forma volátil y posterior liberación a la atmósfera. Esta técnica se puede utilizar para contaminantes orgánicos y algunos metales pesados como el mercurio (Hg) y el selenio (Se). Sin embargo, su uso está limitado por el hecho de que no elimina completamente el contaminante; sólo se transfiere de un segmento (suelo) a otro (atmósfera) desde donde se puede volver a depositar (Padmavathiamma y Li, 2007).

RIZODEGRADACIÓN

La rizodegradación se refiere a la descomposición de los contaminantes orgánicos en el suelo por microorganismos en la rizosfera (Mukhopadhyay y Maiti, 2010). La rizosfera se extiende alrededor de un 1 mm alrededor de la raíz y está bajo la influencia de la planta (Pilon-Smits, 2005). La principal razón para el aumento de la degradación de los contaminantes en la rizosfera es probablemente el aumento en el número y las actividades metabólicas de los microorganismos. Las plantas pueden estimular la actividad microbiana de 10 a 100 veces más en la rizosfera por la secreción de exudados que contienen carbohidratos, aminoácidos y flavonoides. La liberación de los nutrientes que contienen los exudados de raíces de las plantas ofrece fuentes de carbono y nitrógeno a los microorganismos del suelo y crea un ambiente rico en nutrientes en el que se estimula la actividad microbiana. Además de la secreción de sustratos orgánicos para facilitar el crecimiento y las actividades de los microorganismos rizosféricos, las plantas también liberan ciertas enzimas capaces de degradar contaminantes orgánicos en los suelos (Yadav et al, 2010; Kuiper *et al*, 2004).

FITODESALINAZACIÓN

La fitodesalinización es una técnica poco informada y emergente (Zorrig *et al.*, 2012). La cual se refiere a la utilización de plantas halófilas para la eliminación de las sales en los suelos afectados, con el fin de permitirles un crecimiento adecuado (Sakai *et al*, 2012.).

La selección de la especie de plantas se basa generalmente en su capacidad para resistir niveles altos de salinidad de los suelos, mientras proporcionan a la vez productos vendibles, o uno que pueda ser utilizado desde el punto de vista agropecuario (Nasim *et al.*, 2007).

Sin embargo, existen considerables variaciones entre los cultivos para tolerar la salinidad. Esta capacidad inter e intra específica sugiere que se deben realizar ensayos de campo para identificar cultivos locales que se adapten a las condiciones salinas de los suelos (Qadir *et al.*, 2006).

De acuerdo con Manousaki y Kalogerakis (2011), las plantas halófilas están mejor adaptadas para hacer frente a los metales pesados en comparación con las plantas glicófitas (Rabhi *et al.*, 2010).

Existen diversas ventajas del uso de especies vegetales para la rehabilitación de suelos salinos (Chávez y Álvarez, 2011), entre éstas se pueden citar:

- Fomento de la estabilidad del agregado del suelo y la creación de macroporos que mejoran las propiedades hidráulicas del suelo y la proliferación de raíces.
- Factible desde el punto de vista ambiental, que permita el uso productivo de suelos marginales y degradados.
- Beneficios económicos a partir de los cultivos que se siembran.
- No se hace necesario el gasto monetario en la compra de enmiendas químicas.
- Mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo para la planta después de la rehabilitación del suelo.
- Mayor uniformidad y mayor zona de mejoramiento en términos de profundidad del suelo.

En general, las técnicas de fitorremediación se presentan como una solución eficaz y rentable en grandes superficies, con contaminantes relativamente inmóviles o con niveles de contaminación bajos (Carpena y Bernal, 2007). La tabla 4 resume las principales características de la fitorremediación.

Tabla 4. Aplicaciones de fitorremediación

Método de tratamiento	Mecanismo de las Plantas	Medio de superficie
Fitoextracción	Uso de plantas acumuladoras de elementos tóxicos o compuestos orgánicos para retirarlos del suelo mediante su absorción y concentración en las partes cosechables	suelos
Fitotransformación	La planta absorbe y degrada los compuestos orgánicos	aguas superficiales, aguas subterráneas
Fitoestabilización	Los exudados de las raíces causan la precipitación del metal y los vuelven menos disponibles en el entorno, mejorando las propiedades físicas y químicas del medio	suelos, aguas subterráneas, relaves mineros
Fitodegradación / Rizodegradación	Los microorganismos mejoran la degradación de contaminantes en la rizosfera de la planta	Suelos, aguas subterráneas dentro de la rizosfera
Rizofiltración	La absorción y adsorción de los metales se da a través de las raíces de las plantas	agua superficial y agua bombeada
Fitovolatilización	Las plantas evapotranspiran selenio, mercurio, y los hidrocarburos volátiles	suelos y aguas subterráneas
Fitodesalinización	Las plantas halófilas eliminan la salinidad y sodicidad	suelos

Fuente: Elaboración propia con base en Ali y Sajad (2013).

Las figuras 1 y 2, muestran los principales mecanismos de remoción de contaminantes en distintas las plantas.

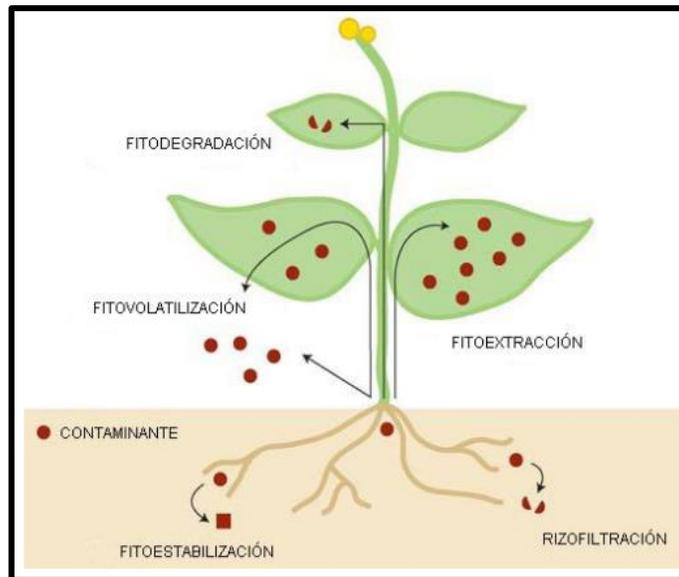


Figura 1. Procesos implicados en la fitorremediación

Fuente: Elaboración propia con base en Pilon-Smits, 2005

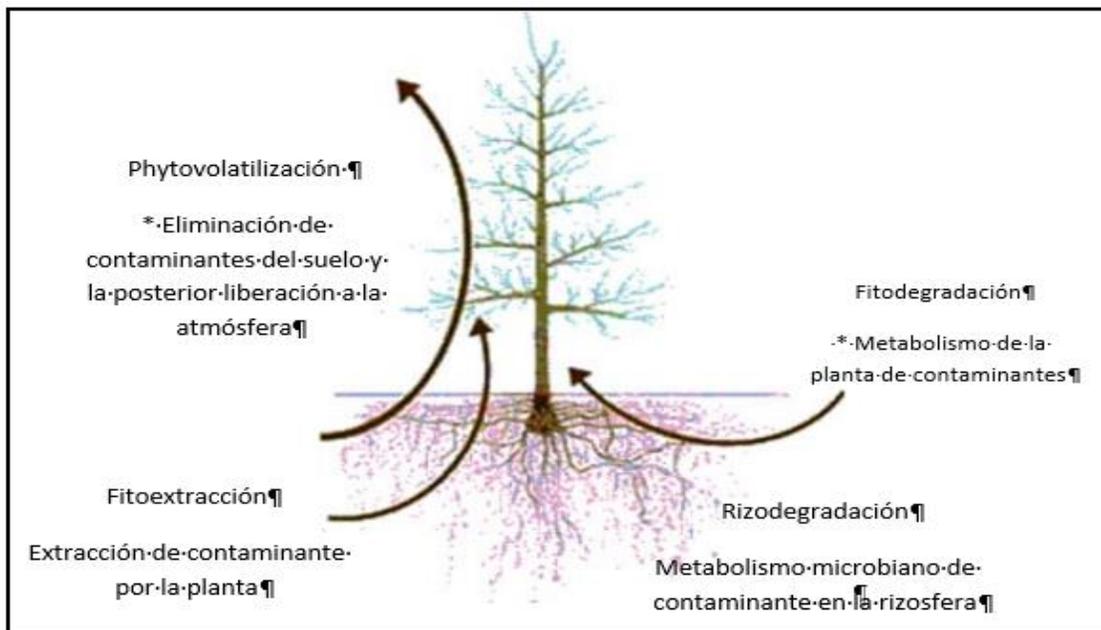


Figura 2. Procesos implicados en la fitorremediación

Fuente: Elaboración propia con base en Nagendran et al (2006).

Sin embargo, la fitorremediación también presenta algunas limitaciones que deben contemplarse cuidadosamente antes de seleccionar este proceso para la remediar un sitio. Estos inconvenientes incluyen principalmente: (1) El largo período de tiempo requerido (probablemente varios años) para la remediación efectiva, (2) el potencial perjudicial de interferencia en la cadena vegetativa y alimenticia, (3) dificultades en el establecimiento y mantenimiento de los niveles deseables de vegetación adecuada en los sitios que son fitotóxicos. 4) la localización del contaminante cercano a la rizosfera, 5) las condiciones físicas y químicas del suelo (tales como el pH, la salinidad y el contenido de nutrientes, que pueden limitar el crecimiento vegetal), 6) es aplicable a los sitios con niveles bajos a moderados de contaminación por metales porque el crecimiento de la planta no se sustenta en suelos muy contaminados, 7) la concentración del contaminante (debe estar dentro de los límites tolerables para la planta), 8) riesgos de lixiviación de los contaminantes más móviles, 9) accesibilidad a la zona contaminada y, 10) el riesgo de contaminación de la cadena alimentaria en caso de una mala gestión y falta de atención adecuada (Karami and Shamsuddin, 2010; Naees *et al.*, 2011; Ramamurthy y Memarian, 2012).

Otro reto es que hay factores estresantes abióticos o bióticos que afectan a la fitorremediación en el campo, que no se encuentran en el laboratorio o invernadero. Estos incluyen las variaciones en la temperatura, nutrientes y precipitación; herbivoría (insectos y / o animales); patógenos de las plantas; la competencia entre especies de malezas que se adaptan mejor al sitio (Gerhardt *et al.*, 2009).

No obstante, tanto la aplicación de las tecnologías de biorremediación como de fitorremediación pueden ofrecer beneficios significativos para la reducción de contaminantes en el ambiente y con ello, la reducción de los riesgos a la salud humana (Zouboulis y Moussas, 2011).

Por lo anteriormente expuesto, surge la necesidad de analizar las características, modalidades y condiciones bajo las cuales operan los organismos superiores como son las plantas durante el proceso de la fitodesalinización. El siguiente capítulo ahonda más sobre estos aspectos.

PLANTAS TOLERANTES A LA SALINIDAD

ESPECIES HALÓFITAS VS GLICÓFITAS

Existe una clasificación de las plantas con respecto a la tolerancia a sales: 1) Las halófitas, las cuales son capaces de sobrevivir, completar su ciclo de vida en un entorno rico en NaCl e incluso expresar su máximo potencial de crecimiento y producción en condiciones de elevada salinidad, donde casi el 99% de las especies sensibles a la sal mueren a causa de la toxicidad por este compuesto; incluso al grado de soportar concentraciones de sal por encima del agua de mar, por lo que pueden considerarse como una fuente de cultivos con nuevos potenciales y 2) Las glicófitas, es decir, aquellas que toleran solamente una baja concentración de sales (Panta *et al.*, 2014; Munns y Tester, 2008; Koyro y Lieth, 2008; Ksouri *et al.*, 2008; Yensen, 2006).

De acuerdo con Shabala y Mackay (2011), las especies halófilas poseen una serie de características morfológicas, fisiológicas y anatómicas de alta eficiencia y complementarias para combatir e incluso beneficiarse de un ambiente salino.

La principal característica de todas las halófitas es su habilidad para usar iones inorgánicos tales como Na⁺ y Cl⁻ (disponibles en los medios externos 'libres' - es decir, los iones se pueden tomar de forma pasiva a lo largo del gradiente electroquímico sin gastar energía (ATP) para conducir este proceso) para el ajuste osmótico en sus tejidos cuando se cultiva en condiciones de salinidad (Panta *et al.*, 2014).

Según Apse y Blumwald (2007), las halófitas toleran estos iones debido a su capacidad superior para secuestrar Na⁺ citotóxico en las células de las raíces y hojas vacuolas - un rasgo conferido por la expresión constitutiva de los intercambiadores tonoplast de Na⁺ / H⁺ NHX, complementado por el control eficiente vacuolar de iones lento (SV) y rápido (FV) para evitar el escape de Na⁺ de nuevo en el citosol (Bonales-Alatorre *et al.*, 2013).

Por lo que, las halófilas son capaces de tolerar una alta concentración iónica que implica la capacidad de reducir la tensión iónica sobre la planta, reduciendo al mínimo la cantidad de Na⁺ que se acumula en el citosol de las células, en particular de las hojas (Carillo *et al.*, 2011).

Así, las especies halófitas poseen características morfológicas y anatómicas especiales, así como los procesos fisiológicos que son muy adecuadas para hacer frente a ambientes salinos. Las halófitas pueden mejorar efectivamente el suelo salino ya que están bien ajustadas en el entorno de sal debido a sus mecanismos de adaptación diversificados incluyendo compartimentación de iones, ajuste osmótico, succulencia, transporte de iones y absorción, sistemas antioxidantes, mantenimiento del estado redox, y la inclusión o excreción de sal. Sin embargo, hay especies diversificadas de halófitas adaptadas para crecer en diferentes regiones salinas en todo el mundo, es decir, suelos salinos costeros, suelos de bosques de manglares, tierra mojada, tierra pantanosa, tierras de zonas áridas y semiáridas, y campos agrícolas. Por lo tanto, estas plantas se pueden cultivar en tierra y agua que contiene alta concentración de sal, puede ser sustitutas de los cultivos convencionales, y puede ser una buena fuente de alimento, combustible, forraje, fibra, aceites esenciales, y medicina (Lokhande y Suprasanna, 2012).

En contraste, las especies glicófitas sólo poseen una capacidad limitada para utilizar Na^+ para el ajuste osmótico y dependen en gran medida en la síntesis de novo de osmolitos orgánicos (Hasanuzzaman *et al.*, 2014). Debido al alto costo de carbono del proceso, las penalizaciones de rendimiento son graves (Shabala y Shabala, 2011; Raven *et al.*, 1985). Según Greenway y Munns (1980), las glicófitas responden a la salinidad principalmente por exclusión de iones.

La mayoría de las especies comestibles de granos y vegetales son glicófitas, muy susceptibles a la salinidad del suelo, aun cuando la conductividad eléctrica sea menor de 4dS/m. Especies tales como: frijoles (*Phaseolus vulgaris*), berenjena (*Solanum melongena*), maíz (*Zea mays*), papa (*Solanum tuberosum*), y caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), son muy susceptibles; mientras que la remolacha azucarera (*Beta vulgaris*) y cebada (*Hordeum vulgare*), pueden tolerar una CE de más de 7 dS/m (Chávez y Álvarez, 2011).

La tabla 5 muestra algunas de las especies halófitas que producen rendimientos satisfactorios a partir de diferentes grados de salinidad.

Tabla 5. Especies halófitas que comúnmente se encuentran en entornos salinos y su límite de tolerancia a la sal.

Especies de plantas	Límite de tolerancia a la sal	Referencias
Aster tripolium	300 Mm	Koyro <i>et al.</i> , 2011
Atriplex lentiformis	500 mM	O'Leary <i>et al.</i> , 1985
Atriplex triangularis	150 Mm	Gallagher, 1985
Arthrocnemum macrostachyum	1000 mM	Gul y khan, 1998
Batis marítima	500 mM	O'Leary <i>et al.</i> , 1985
Salicornia europea	500 mM	O'Leary <i>et al.</i> , 1985
Salicornia pérsica	100 mM	Ventura <i>et al.</i> , 2011
Sarcocornia fruticosa	100 Mm	Ventura <i>et al.</i> , 2011
Sporobolus ioclados	500 Mm	Gulzar <i>et al.</i> , 2005
Suaeda fruticosa	1000 mM	Khan <i>et al.</i> , 2000
Aster tripolium	300 Mm	Koyro <i>et al.</i> , 2011
Atriplex hortensis	>250 Mm	Wilson <i>et al.</i> , 2000
Batis marítima	200 mM	Debez <i>et al.</i> , 2010
Cochlearia officinalis	100 Mm	de Vos, 2011
Crambe marítima	>100 Mm	de Vos <i>et al.</i> , 2010
Crithmum maritimum	150 mM	Hamed <i>et al.</i> 2004; Ben Amor <i>et al.</i> 2005
Diploxaxis tenuifolia	~150 Mm	de Vos 2011
Inula crithmoides	400 Mm	Tardío <i>et al.</i> 2006; Zurayk y Baalbaki 1996
Mesembryanthemum crystallinum	400 mM	Herppich <i>et al.</i> 2012

Especies de plantas	Límite de tolerancia a la sal	Referencias
Plantago coronopus	250 Mm	Koyro, 2006
Portulaca oleracea	<140 Mm	Yazici <i>et al.</i> 2007
Salicorniasp	>500 mM	Ventura <i>et al.</i> 2011
Sarcocorniasp.	>500 Mm	Ventura <i>et al.</i> 2011
Tetragonia tetragonioides	174 Mm	Wilson et al. 2000, Słupski <i>et al.</i> 2010

Fuente: Elaboración propia con base en Hasanuzzaman *et al.* (2014); Ventura y Sagi (2013); Hamed y Khan (2011).

CLASIFICACIONES QUE HAN REALIZADO RESPECTO A LAS HALÓFITAS

Sengbusch, (2003), basado en el aspecto ecológico, ha clasificado a las plantas halófilas en (i) obligadas, (ii) facultativas, y (iii) halófitas-hábitat indiferente.

La figura 3 muestra como a partir de esta clasificación el patrón de crecimiento, bajo ciertos niveles de solución salina, es diferente para cada una.

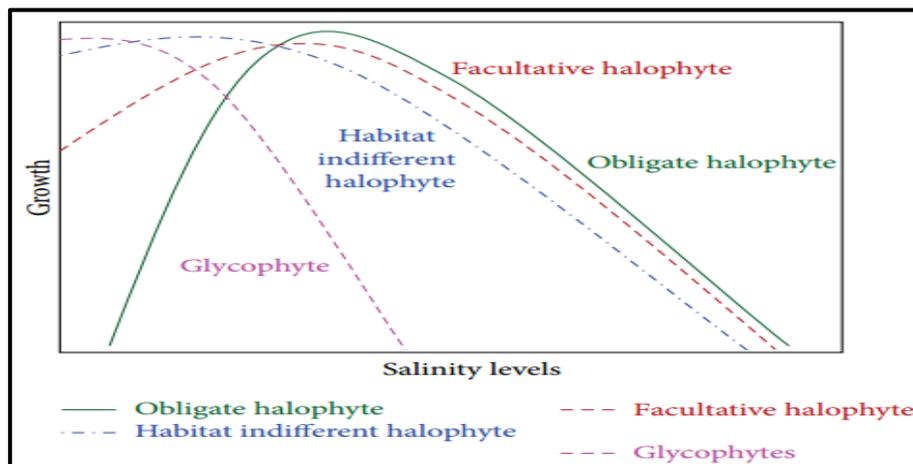


Figura 3. Patrón de crecimiento de las halófitas (Hasanuzzaman *et al.*, 2014)

Por su parte Kreeb (1974), ha acuñado cuatro tipos de plantas (Figura 4). Para este investigador, las especies halófitas son aquellas plantas que exhiben un crecimiento relativo máximo bajo ciertos niveles de salinidad en el sustrato.

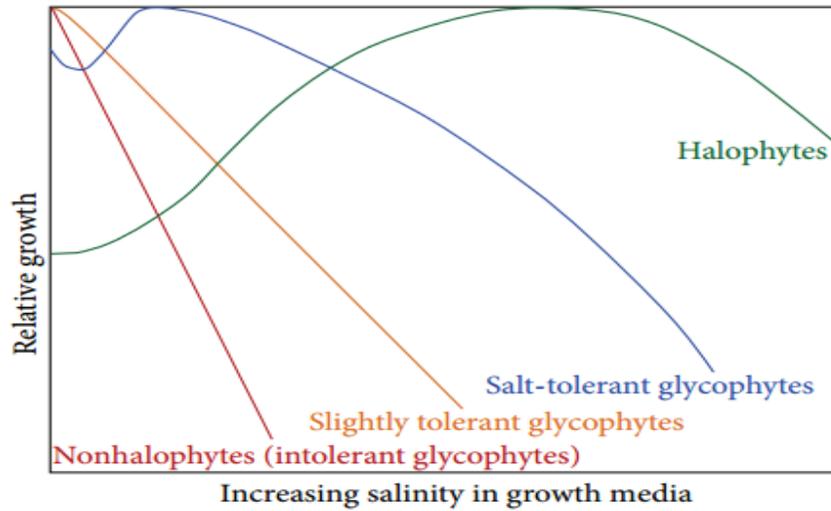


Figura 4. Ilustración esquemática del crecimiento de diferentes tipos de plantas a diferentes niveles de concentración salina (Hasanuzzaman *et al.*, 2014)

DIAGRAMA GENERAL DE INVESTIGACIÓN

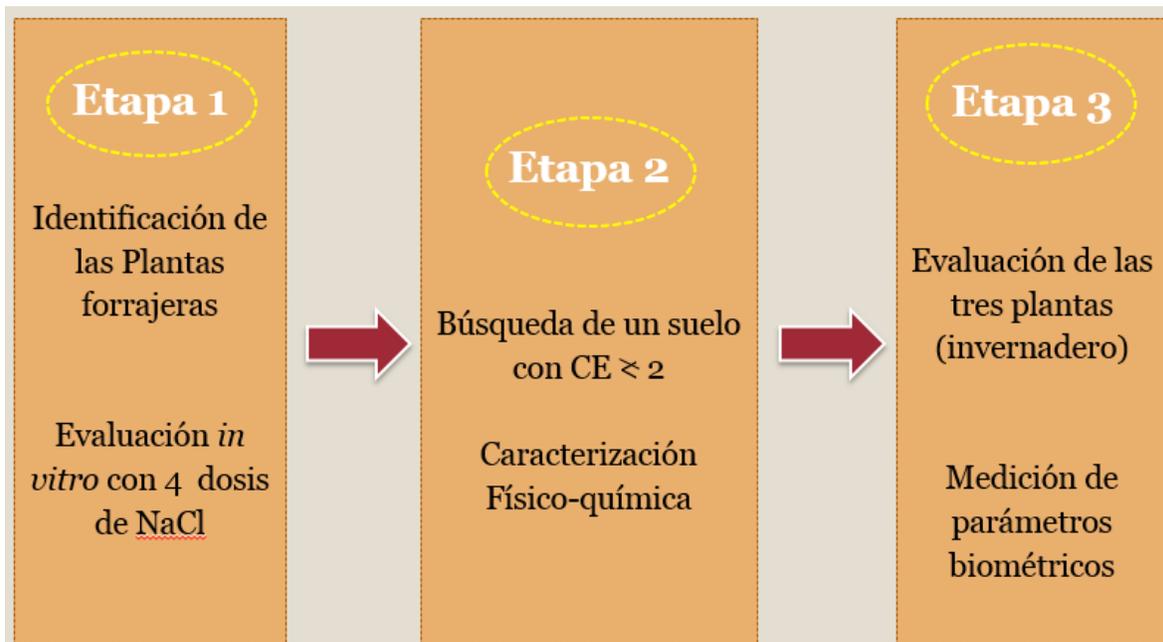


Figura 5. Diagrama general de investigación

Primero, se identificó a través del Servicio de Información Agroalimentario y Pesquero (SIAP, 2014) el número de especies forrajeras que comúnmente son empleadas en el noroeste del Estado de Michoacán.

DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS FORRAJERAS EMPLEADAS

GARBANZO FORRAJERO (*Cicer arietinum L.*)

El garbanzo forrajero (*Cicer arietinum L.*) (Figura 6), pertenece a la familia Fabaceae siendo una planta anual diploide, con un número cromosómico de $2n=16$. El sistema de reproducción es fundamentalmente la autogamia, situándose el nivel de alogamia en torno al 1%. La planta puede alcanzar una altura de 60 cm. A partir de 10°C el garbanzo es capaz de germinar, aunque la temperatura óptima de germinación oscila entre 25-35°C. Si las temperaturas son más bajas se incrementa el tiempo de la germinación (Sotero y Pérez, 2006).

El garbanzo forrajero tradicionalmente se cultiva en muchas partes del mundo, incluyendo Asia, África, Europa y América del Norte y del Sur, y aporta el 15% de la cosecha mundial de legumbres de alrededor de 58 millones de toneladas anuales (Sharma et al., 2006).

También es un cultivo ampliamente conocido por los productores de la Ciénega de Chapala porción Michoacán, donde se llega a concentrar hasta el 85% de la superficie estatal con rendimientos promedio de 2.8 ton/ha de forraje seco. En esta región donde predominan los suelos de tipo arcilloso, el garbanzo se siembra en humedad residual y ocasionalmente en riego, para producir forraje (grano y para molidos), el cual es utilizado para la alimentación animal, principalmente de ganado lechero, lográndose con esto reducir la compra de alimentos balanceados, que son más costosos.

El garbanzo tiene importancia social por la demanda de mano de obra, ya que la mayor parte de la cosecha de ambos tipos de garbanzo se realiza de forma manual. Tradicionalmente se siembra en humedad residual y generalmente se desarrolla sin problemas de maleza y en menor escala en riego, donde se presentan problemas de malezas que dificultan la cosecha y reducen significativamente el rendimiento de grano del garbanzo. (Soltero et al., 2010).



Figura 6. Garbanzo forrajero (*Cicer arietinum L.*)

ALFALFA (*Medicago Sativa L.*)

La alfalfa (*Medicago Sativa L.*) (Figura 7) es una hierba que se utiliza sobre todo como forraje, verde o seca, para el ganado vacuno, ovino, porcino, caballos y aves de corral. La alfalfa es uno de los forrajes más nutritivos, por ser rico en proteínas, minerales y vitaminas. Por sus características bromatológicas y nutritivas, la alfalfa es el principal forraje de sustento para la producción de leche en el mundo (Vázquez et al., 2010).

Además, debido a que su raíz se introduce en la tierra a gran profundidad, puede alcanzar muchos nutrientes y adaptarse a un amplio rango de condiciones agroclimáticas. Es una especie que incrementa el contenido de materia orgánica y de N del suelo principalmente en los horizontes superficiales, favoreciendo el desarrollo de los cultivos subsecuentes en la rotación (Baldock *et al*, 1981).

Es un cultivo que tolera el calor y es bastante resistente a la sequía, por lo que su semilla puede germinar desde una temperatura de 2 o 3°C, pero si es más alta, la germinación es más rápida. La óptima va de 28 a 30°C. Por otro lado, si la temperatura es excesivamente cálida, superior a los 38°C, las plantas mueren. Esto hace que necesite de terrenos profundos y permeables, de reacción neutra o básica (pH óptimo de 7.5) para su correcto desarrollo (SIAP, 2015).



Figura 7. Alfalfa (*Medicago Sativa L.*)

PASTO RYEGRASS (*Lolium perenne L.*)

El pasto Ryegrass perenne (*Lolium perenne L.*) (Figura 8) es una gramínea nativa de Europa, su cultivo se ha extendido principalmente en las regiones templado-húmedas del planeta. Su digestibilidad, tolerancia al pastoreo y a la defoliación, su comportamiento reproductivo y su excelente valor nutricional han hecho de este cultivo una importante opción como fuente de alimentación dentro de los sistemas lecheros basados en pasturas (Gregis *et al.*, 2014; Garry *et al.*, 2014; Tas *et al.*, 2005).

Motivo por el cual, el Ryegrass perenne se considera que está bien adaptado para un manejo intensivo y productivo de forraje de alta calidad, al aumentar la rentabilidad de la explotación (Baert y Van Waes, 2014; Shalloo *et al.*, 2011; Peyraud *et al.*, 2010). Sin embargo, es un cultivo que requiere de una adecuada disponibilidad de agua para su correcto desarrollo (Pardeller *et al.*, 2014).

Cabe señalar que dicha gramínea es capaz de tolerar el frío moderado, no obstante es sensible al calor y a la sequía. Su crecimiento se ralentiza a partir de los 25°C y se paraliza a los 35°C. Pese a ello, tiene la capacidad de adaptarse a un amplio rango de suelos (Ahmed *et al.*, 2014; Parry *et al.*, 2007).



Figura 8. Ryegrass perenne (*Lolium perenne* L.)

PASTO ESTRELLA DE ÁFRICA (*Cynodon nlemfuensis*)

El pasto estrella de África (*Cynodon nlemfuensis*) (ver figura 9) es una gramínea perenne de vida larga, frondosa y rastrera originaria de Rhodesia, África y se encuentra extendido por África Oriental y por varios países tropicales (Ortega y González, 1990). Pertenece a la familia: Gramineae, Género: *Cynodon*, Especie: *Plectostachyus* y *nlemfuensis* (Monson y Burton, 1982). Sin embargo, la especie *nlemfuensis* es la que presenta una amplia distribución en la América Tropical. (Villalobos y Arce, 2013).

El pasto estrella de África tolera bien el calor, la sequía y los suelos de baja calidad; resiste también los suelos ácidos y los salinos; prospera en una amplia gama de suelos que se encuentran en el Trópico Mexicano, así como a los diversos climas tropicales y subtropicales. Su desarrollo óptimo se logra en suelos con textura franca de alta fertilidad y buen drenaje. Crece desde el nivel del mar hasta 1,300 m y en áreas desde 900 a 2,200 mm. de precipitación pluvial (Hernández y Pereira, 1981).

El pasto estrella de África es una gramínea altamente sensible a los cambios en las horas luz durante el año, situación que afecta tanto la producción de biomasa como el valor nutricional contenidas en ellas (Sinclair et al., 2001, Hill et al., 1993, Dzowela et al., 1990).

El género *Cynodon* se caracteriza por su capacidad de extraer sustanciales cantidades de nutrientes del suelo (Pant et al., 2004). El pasto estrella africana debe tener un período de recuperación entre 4 a 5 semanas entre pastoreos sucesivos de tal forma que su persistencia no se vea afectada para mantener una producción de materia seca alta (12 a 17 ton.ha-1), y contenido proteico (11 a 16%) y digestibilidad (55 a 60%) adecuadas (Mislevy, 2002).



Figura 9. Pasto estrella de África (*Cynodon nlemfuensis*)

CEBADA FORRAJERA (*Hordeum vulgare* L.)

La cebada forrajera (*Hordeum vulgare* L.) (Figura 10) es una planta de la familia de las Poáceas y tiene gran importancia para el consumo humano y animal (Rico et al., 2007). Es un cultivo muy antiguo cuyos granos se utilizaron por el hombre para la elaboración de pan incluso antes que el trigo (Kent, 1987), tiene la ventaja sobre otros cereales de ser más vigorosa, resistente a la sequía y salinidad, y puede cultivarse en suelos marginales; presenta rápido desarrollo, por lo que produce forraje y grano en relativamente menor tiempo y costo en comparación con otros cultivos del mismo ciclo; ofrece también buena calidad forrajera (Royo et al., 1998).

Además es una planta que tolera las bajas temperaturas y resiste bien la sequía, aunque necesita agua al inicio de su desarrollo, por lo que su cultivo se encuentra muy extendido. Para germinar necesita una temperatura mínima de 6°C. Florece a los 16°C y madura a los 20°C. (Moreno et al., 2002).

La cebada es una especie que ha mostrado buena aptitud forrajera y la ausencia de aristas en la espiga evita lacerar las mucosas de los animales (Abdel, 2004) e impactar en el total de nutrientes digestibles (Carr et al., 2004; Isla, 2004).



Figura 10. Cebada forrajera (*Hordeum vulgare L.*)

JANAMARGO (*Vicia Sativa L*)

El Janamargo (*Vicia Sativa L.*) (ver figura 11), es una leguminosa originaria del centro y sur de Europa y del área mediterránea y su uso es para consumo animal. Se puede utilizar verde, henificado, ensilado o directamente en el pastoreo. Es una planta rica en proteína y energía, con niveles apropiados de fibra; es abundante en calcio y agradable para el ganado.

Como cultivo, es muy sensible al exceso de agua. Cuando se siembra en suelos arcillosos, pesados, se recomienda reducir la longitud de los surcos para evitar problemas en su crecimiento y desarrollo. Es muy resistente a las heladas (SIAP, 2015).

El valor nutritivo de este cultivo es alto, sin embargo, tiene un sabor amargo que provoca cierto rechazo en bovinos, por ello se debe consumir la vicia en estado adulto y asociada a una gramínea (Treviño y Caballero, 2011).

Es importante destacar que esta leguminosa es fijadora de nitrógeno, por lo que se utiliza ampliamente como abono verde y cultivos de cobertura (Uzum *et al.*, 2011). Se utiliza en la agricultura de secano, donde se siembra durante los meses secos que utilizan la humedad residual del suelo y las lluvias tardías. Su uso como abono verde reduce el consumo de abonos químicos sin afectar el rendimiento del cultivo y reduce la lixiviación de contaminantes a cuerpos de agua (Salmerón *et al.*, 2011). Otra de las consecuencias de su uso es la reducción de los costos de cultivo asociado, lo que lleva a su adopción en las operaciones agrícolas en pequeña escala, que en México son generalmente de secano y para el autoconsumo (Orozco *et al.*, 2012; De la Tejera y García, 2008).



Figura 11. Janamargo (*Vicia Sativa L.*)

AVENA FORRAJERA (*Avena Sativa L.*)

La avena (*Avena Sativa L.*) (Figura 12) es una planta herbácea anual, perteneciente a la familia de las gramíneas. Tiene raíces más abundantes y profundas que las de otros cereales, lo que le permite absorber mejor los nutrientes del suelo y por ello requiere menos fertilizantes. Sus tallos son gruesos y rectos. Pueden medir medio metro y hasta un metro. Están formados de varios entrenudos que terminan en gruesos nudos, la parte donde nacen las hojas. Éstas son planas y alargadas. Su borde libre es dentado, el limbo es estrecho y largo, de color verde oscuro, áspero al tacto y en la base lleva numerosos pelos. Los nervios de la hoja son paralelos y muy marcados.

La avena es una planta de climas fríos, muy sensible a las altas temperaturas sobre todo durante la floración y la formación del grano. Exige mucha agua para su desarrollo porque presenta gran transpiración. De todos los cereales de invierno, es de los que más agua necesita, por eso se adapta mejor a los climas frescos y húmedos. Es poco exigente en suelos, pues se adapta a terrenos muy diversos. Prefiere los profundos y arcillo-arenosos, ricos en cal pero sin exceso, y que retengan la humedad. La avena está más adaptada que los demás cereales a los suelos ácidos, por tanto suele sembrarse en tierras ricas en materias orgánicas.

Se emplea principalmente en la alimentación del ganado, como planta forrajera, en pastoreo, como heno o ensilado; la avena forrajera se usa sola o en combinación con leguminosas forrajeras. La paja de avena está considerada como un muy buen alimento para el ganado. Este grano es un magnífico forraje en particular para caballos y mulas, así como para el ganado vacuno y ovino (SIAP, 2015).



Figura 12. Avena Forrajera (*Avena Sativa L.*)

ARTICULO 1

EFECTO DE LA SALINIDAD EN LA GERMINACIÓN Y EMERGENCIA DE SIETE ESPECIES FORRAJERAS

Marcos Alfonso Lastiri Hernández¹, Luis Humberto Soria Martínez¹, Salvador Ochoa¹,
Gustavo Cruz- Cárdenas¹, Dioselina Álvarez Bernal^{1*}

¹Instituto Politécnico Nacional. CIIDIR-IPN Unidad Michoacán, COFAA, Justo Sierra No. 28 Oriente, 59510, Jiquilpan, Michoacán, México. Tel.: +52 353 5330218. *Autor por correspondencia: dalvarezb@ipn.mx

RESUMEN

En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán la mayor parte de los cultivos forrajeros son el sustento fundamental de los sistemas ganaderos tradicionales. Sin embargo, la escasez de agua y la creciente salinidad se presentan como los principales factores ambientales limitantes que afectan directamente a su establecimiento y desarrollo. En ésta investigación, se evaluaron los efectos de la salinidad sobre la germinación y emergencia en semillas de siete especies forrajeras comúnmente utilizadas en ésta región (*Lolium perenne* L.; *Cynodon nlemfuensis*; *Hordeum vulgare* L.; *Vicia sativa* L.; *Cicer arietinum* L.; *Medicago sativa* L. y *Avena sativa* L.). La evaluación se llevó a cabo en un período de 21 días, en el cual las semillas fueron colocadas en una incubadora sin luz a una temperatura de 25 /17°C (día / noche) respectivamente. Se utilizó el método de digestión con ácido sulfúrico para la extracción de los cationes Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ a partir de las plántulas germinadas. Los tratamientos de salinidad fueron 0.0 mM, 50 mM; 100 mM; 200 mM y 400 mM. En la etapa de imbibición se observó una respuesta diferencial entre especies en condiciones de estrés salino, principalmente a 200 y 400 mM, al producir una reducción drástica en los niveles de absorción respecto a sus propios testigos y posteriormente se vio reflejado en su capacidad germinativa. Las especies *H. vulgare* y *L. perenne* mostraron una menor relación K⁺/Na⁺, ratificando con ello, ser las más tolerantes ante este nivel de concentración salina.

Palabras clave: Estrés salino; Ciénega de Chapala; Imbibición; Germinación.

ABSTRACT

In the region of the Ciénega de Chapala portion Michoacan most of the forage crops are the main support of traditional livestock systems. However, water scarcity and increasing salinity are presented as the main limiting environmental factors that directly affect their establishment and development. In this research, it was evaluated the effects of salinity on seed germination and emergence in seven forage species commonly used in this región. The evaluation was conducted over a period of 21 days, in which the seeds were placed in an incubator without light at 25/17 ° C (day / night) respectively. The digestion method of sulfuric acid was used to the extraction of the cations Na⁺, K⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺ from the germinated seedlings. The salinity treatments were 0.0 mM, 50 mM; 100 mM; 200 mM and 400 mM. In the step of imbibition was found a differential response among species in salt stress conditions, especially at 200 and 400 mM, producing a dramatic reduction in absorption levels regarding their own witnesses that then was reflected in the germination. The species *H. vulgare* L. *perenne* and *v. sativa* showed a lower ratio K⁺/Na⁺, confirming thus be the most tolerant of this level of salt concentration.

Keywords: salt stress; Ciénega de Chapala; imbibition; Germination

INTRODUCCIÓN

En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán, la mayor parte de los cultivos forrajeros son el sustento fundamental de los sistemas ganaderos tradicionales (Moreno *et al.*, 2012). Sin embargo, el incremento de las zonas agrícolas cultivables han impulsado a estos sistemas a moverse hacia áreas menos productivas, de tipo marginal y con problemas de diversos tipos, entre los que destacan: la escasez de agua y el aumento de salinidad y sodicidad, debido al recurrente uso del agua subterránea de mala calidad (Silva *et al.*, 2006); dos factores ambientales que afectan el establecimiento y desarrollo de las especies orientadas a la producción agrícola (García *et al.*, 2005). Situación que se refleja directamente en la economía de los productores.

De acuerdo con Villa *et al.* (2006), el sodio (Na^+) es uno de los iones dominantes en los ambientes salinos durante todo el ciclo fenológico de las plantas (especialmente de las glicófitas), mediante la inducción de mal funcionamiento de procesos fisiológicos, ya que puede considerarse equivalente a la sequía, debido a que retiene agua y no la deja disponible para las semillas o las plántulas; con lo cual se suprime la absorción neta de nutrimentos y se afecta la integridad de la membrana, causando numerosos problemas en el crecimiento y desarrollo de éstas (Munns y Tester, 2008; Tester y Davenport, 2003).

Sin embargo, la tolerancia a la salinidad de cada especie dependerá de las condiciones ambientales y de la habilidad que cada una de ellas posea para controlar la absorción y el transporte de Na^+ al tejido fotosintético (Reyes *et al.*, 2013; Laynez *et al.*, 2008), principalmente durante la fase de germinación, en el cual se producen cambios y adaptaciones que pueden afectar no solo al proceso germinativo en sí, sino también al futuro crecimiento y desarrollo de las plantas, por ser la primera etapa crucial del ciclo de vida de muchas especies (Ruiz y Terenti, 2012).

Esto ha llevado a indagar acerca de los efectos de las sales sobre la emergencia y la germinación en diversos cultivos, tales como *Cajanus indicus* y caupí *Vigna cinencis* (Paliwal y Maliwal, 1973), *Oryza sativa* (Pearson *et al.*, 1966), *Triticum aestivum* (Hampson y Simpson, 1990), y *Glycine max L.* (Hosseini, *et al.* 2002).

Para lograr mejoras en la productividad de los sistemas ganaderos mencionados, será imperante incrementar la información acerca de los procesos fisiológicos y bioquímicos que tienen lugar en las especies forrajeras, al encontrarse inmersos en ambientes estresantes por efecto del NaCl, ya que diversos investigadores han utilizado éstos dos criterios como indicadores útiles para evaluar la tolerancia a la salinidad entre especies (Sankar *et al.*, 2011; Aghaei *et al.*, 2008; Ulfat *et al.*, 2007).

Por tal razón, el objetivo del presente estudio es evaluar comparativamente en condiciones *in vitro* el efecto de cinco soluciones de cloruro de sodio (NaCl) sobre la capacidad de emergencia y germinación de *Lolium perenne L.*, *Cynodon nlemfuensis*, *Hordeum vulgare L.*, *Vicia sativa L.*, *Cicer arietinum L.*, *Medicago sativa L.* y *Avena sativa L.* empleadas comúnmente en la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán para forraje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

Los experimentos se llevaron a cabo en las instalaciones del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Michoacán, del Instituto Politécnico Nacional (19° 59' 39" Norte; 102°43' 02" oeste, a 1542 msnm).

Material vegetal

Las semillas de las plantas forrajeras se obtuvieron a través de una comercializadora de semillas y agroquímicos de la región: *Lolium perenne* L. (cultivar Oregon común); *Cynodon nlemfuensis* (cultivar Estrella Africana común); *Hordeum vulgare* L. (cultivar esmeralda); *Vicia sativa* L. (cultivar Mezquita); *Cicer arietinum* L. (cultivar Lerma); *Medicago sativa* L. (cultivar Apollo); *Avena sativa* L. (cultivar Chihuahua).

Soluciones salinas

Para probar las respuestas a la salinidad, las semillas fueron sometidas a diferentes concentraciones de NaCl en condiciones controladas durante 21 días (tabla 6), el experimento se realizó tres veces. Las concentraciones de NaCl probadas en el estudio fueron 50 mM (4.8 dS/m), 100 mM (9.6 dS/m), 200 mM (18.25 dS/m), 400 mM (35.3 dS/m) y agua destilada como testigo (Hanslin y Eggen, 2005).

La cantidad de sal en los tratamientos, se calculó mediante la aplicación de las ecuaciones propuestas por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (Richards, 1954).

$$g L^{-1} = 0.608 (CE) \qquad \text{Ecuación - 1}$$

Donde: $g L^{-1}$ = es la concentración del NaCl en solución; CE= es la conductividad eléctrica de la solución (dS m^{-1} a 25 °C).

Tabla 6. Dosis de NaCl utilizadas y sus equivalencias en Conductividad eléctrica

Solución	NaCl	Concentración	CE
	gL ⁻¹	mM	dS m ⁻¹
01	0.00	0.00	0.00
02	2.92	50	4.8
03	5.84	100	9.6
04	11.10	200	18.25
05	21.47	400	35.3

Capacidad de hidratación de las semillas

Durante las primeras 12 horas se cuantificó el peso fresco (g) de cada repetición por especie y por tratamiento (0, 50, 100, 200 y 400 mM) por medio de una balanza analítica (SA 120, Scientech Inc., CO, EE.UU.) después de ser regadas con un volumen de 4 mL (Ruiz y Terenti, 2012).

Las semillas se mantuvieron a una temperatura ambiente de ($\approx 23^{\circ}\text{C}$) durante el periodo de imbibición.

Germinación

Después de registrar la imbibición, se evaluó el porcentaje de germinación (PG) en un período de 21 días, las semillas fueron colocadas en una incubadora Precision 815 (Thermo Scientific), con régimen de temperaturas 25/17 °C (día/noche).

La germinación de las semillas se registró diariamente y se consideraron germinadas cuando la radícula sobresalía a través de la cubierta seminal (2 mm) (Pablo *et al.*, 2013). Se realizaron mediciones de la longitud alcanzada en mm, tanto en la raíz como en el hipocotílo de cada especie, con un calibrador digital Vernier 14388 de la marca Truper®.

Análisis químico

Las plántulas germinadas fueron lavadas con agua destilada y secadas en estufa a 70 °C durante 24 horas, posteriormente se molieron utilizando un mortero para la determinación de la composición mineral. La determinación de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ se llevó a cabo por medio de una digestión ácida y por espectrometría de absorción atómica (Allen, 1989), usando un espectrómetro (AAS), modelo SensAA.

Análisis de datos

El experimento se realizó bajo un diseño completamente al azar. Las unidades experimentales fueron cajas Petri de 20 cm de diámetro con papel de filtro (Whatman 42), por cada una de las variedades de plantas forrajeras. En cada caja se colocaron 50 semillas, con 3 repeticiones por cada solución salina. Se realizaron análisis de varianza y test de Tukey ($P \leq 0.05$). Los análisis se realizaron con el programa estadístico Statistical Analysis Systems 9.1® (SAS, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 7 muestra los valores medios y las desviaciones estándar obtenidas en la imbibición de las semillas de las siete especies forrajeras para cada concentración salina. Las semillas *C. arietinum*, *A. sativa* y *C. nlemfuensis* presentaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) a partir de los tratamientos 50 y 100 mM respecto a sus testigos. En el caso de las especies *H. vulgare* *M. sativa*, *L. perenne* y *V. sativa*, se observaron diferencias significativas en los tratamientos con mayor concentración salina, es decir a 200 y 400 mM.

Tabla 7. Imbibición de las siete semillas forrajeras 12 horas después de haber iniciado el experimento

Especies	Peso húmedo (g)				
	Testigo	50 Mm (4.8 dS/m)	100 mM (9.6 dS/m)	200 mM (18.25 dS/m)	400 mM (35.3 dS/m)
<i>Medicago sativa L.</i>	0.00303 ^a ±0.00024	0.00283 ^a ±0.00021	0.00265 ^a ±0.00014	0.00146 ^b ±0.00012	0.000832 ^c ±0.00015
<i>Avena sativa L.</i>	0.02306 ^a ±0.00183	0.01652 ^b ±0.00137	0.01143 ^c ±0.00234	0.0076 ^d ±0.00056	0.00385 ^e ±0.00022
<i>Hordeum vulgare L.</i>	0.01930 ^a ±0.00083	0.01826 ^a ±0.00074	0.01759 ^a ±0.00020	0.01336 ^b ±0.00046	0.01043 ^c ±0.00034
<i>Cicer arietinum L.</i>	0.27377 ^a ±0.01184	0.23147 ^b ±0.01057	0.16723 ^c ±0.01409	0.12461 ^d ±0.02263	0.0707 ^e ±0.00461
<i>Vicia sativa L.</i>	0.05037 ^a ±0.00305	0.04510 ^a ±0.00284	0.04220 ^a ±0.00147	0.02765 ^b ±0.0043	0.01846 ^c ±0.00122
<i>Cynodon nlemfuensis</i>	0.00390 ^a ±0.00025	0.00299 ^b ±0.00016	0.00204 ^c ±0.00022	0.00133 ^d ±0.00016	0.00065 ^e ±0.00011
<i>Lolium perenne L.</i>	0.00526 ^a ±0.00030	0.00496 ^a ±0.00027	0.00463 ^a ±0.00034	0.00320 ^b ±0.00049	0.00236 ^c ±0.00015

Letras iguales no difieren significativamente entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

De acuerdo con Murillo *et al.* (2001), las altas concentraciones de NaCl provocan que la movilidad del agua disminuya y por ende la velocidad de imbibición de las semillas, lo que a su vez, repercute en la síntesis de biopolímeros, proteínas, ácidos nucleicos y la cantidad de hormonas reguladoras de la célula vegetal; aspectos que en su conjunto limitan la intensidad de los procesos de crecimiento conforme se desarrollan en la subsecuente etapa de germinación, también llamada fase de rompimiento de las glumelas, donde intervienen algunos mecanismos fisiológicos (mecanismos de arranques) relacionados con los primeros ciclos de división y diferenciación celular que se suscitan en el embrión, independientemente de los productos de la hidrólisis de las sustancias de reserva de las semillas.

Según, Hernández *et al.* (2015), esta respuesta diferenciada entre especies, pudiera ser debido a que cada genotipo requiere de un porcentaje crítico de agua para su germinación, derivadas de la dependencia de la naturaleza química de sus compuestos de reservas y estructurales. Lo cual se validó cuando las distintas variedades exhibieron una reducción en el porcentaje de germinación a través de las diferentes concentraciones a las que fueron sometidas (Tabla 8).

Tabla 8. Efectos del gradiente de salinidad con NaCl sobre la germinación, longitud de raíz y longitud del hipocotílo de siete especies forrajeras a los 21 días de evaluación

Especies	Concentración	Germinación		Longitud Raíz (LR)		Longitud Hipocotílo (LH)	
	mM (NaCl)	Total --- % - --	Reducción --- % ---	mm	% reducción	mm	% reducción
<i>Medicago Sativa L.</i>	0	100.00 ^a	-	72.143 ^a	-	91.946 ^a	-
	50	87.330 ^b	12.670	43.903 ^b	39.14	66.403 ^b	27.78
	100	80.670 ^b	19.330	37.140 ^c	48.51	52.830 ^c	42.54
	200	27.000 ^c	73.000	5.000 ^d	92.87	0.0000 ^d	100.00
	400	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^e	100.00
<i>Cicer arietinum L.</i>	0	100.00 ^a	-	80.913 ^a	-	128.38 ^a	-
	50	84.330 ^b	15.670	44.320 ^b	45.22	86.75 ^b	32.42
	100	75.670 ^b	24.330	35.130 ^c	56.58	53.32 ^c	58.46
	200	24.330 ^c	75.670	2.052 ^d	97.46	0.0000 ^d	100.00
	400	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00
<i>Cynodon nlemfuensis</i>	0	74.330 ^a	-	43.460 ^a	-	75.670 ^a	-
	50	59.670 ^b	19.722	29.851 ^b	31.31	34.620 ^b	54.25
	100	45.670 ^c	38.55	16.320 ^c	62.44	23.210 ^c	69.33
	200	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00
	400	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00
<i>Hordeum vulgare L.</i>	0	100.00 ^a	-	122.58 ^a	-	129.54 ^a	-
	50	99.330 ^a	0.670	102.39 ^b	16.46	115.07 ^b	11.17
	100	98.000 ^a	2.000	89.117 ^c	27.29	105.18 ^c	18.81
	200	67.670 ^b	32.33	69.436 ^d	43.35	90.65 ^d	30.02
	400	24.000 ^c	76.000	13.87 ^e	88.68	5.12 ^d	96.04
<i>Lolium perenne L.</i>	0	100.00 ^a	-	113.39 ^a	-	109.08 ^a	-
	50	96.330 ^a	3.670	87.12 ^b	23.16	92.19 ^b	15.48
	100	93.330 ^a	6.670	78.19 ^c	31.04	68.52 ^c	37.18
	200	52.660 ^c	47.340	34.183 ^d	69.85	23.183 ^d	78.75
	400	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^e	100.00	0.0000 ^e	100.00

	0	96.000 ^a	-	124.58 ^a	-	141.14 ^a	-
	50	79.660 ^b	17.020	62.337 ^b	49.96	84.693 ^b	39.99
<i>Avena</i>	100	71.670 ^c	28.330	53.623 ^c	56.95	36.746 ^c	73.96
<i>sativa L.</i>	200	17.330 ^d	81.94	3.32 ^d	97.33	0.0000 ^d	100.00
	400	0.0000 ^e	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00
	0	100.00 ^a	-	77.013 ^a	-	97.396 ^a	-
	50	97.670 ^a	2.330	61.407 ^b	20.27	81.860 ^b	15.95
<i>Vicia</i>	100	92.670 ^a	7.330	49.823 ^c	36.60	57.52 ^b	40.93
<i>Sativa L.</i>	200	31.330 ^b	68.67	7.3630 ^d	90.43	0.0000 ^d	100.00
	400	0.0000 ^c	100.00	0.0000 ^d	100.00	0.0000 ^d	100.00

Letras iguales no difieren significativamente entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Los resultados muestran un porcentaje de germinación mayor al 70% para todas las especies en las concentraciones de 0, 50 y 100 mM de NaCl; con excepción de *C. nlemfuensis* cuya tasa de germinación se redujo 61.45% a 100 mM. Sin embargo, se encontró que la especie *H. vulgare*, fue la única con mayor tasa de germinación (> 95%) para estos tres niveles de concentración salina.

Por otra parte, la tasa de germinación de todas las especies a 200 y 400 Mm se vio reducida drásticamente, a estos niveles de salinidad el porcentaje de germinación osciló entre 40 y 0% respectivamente; excepto para las especies *L. perenne* y *H. Vulgare*; debido a que en la primera, el porcentaje de germinación se redujo únicamente 47.3% a 200 mM, en tanto que para la segunda, su reducción fue de 33.33 y 76% a 200 y 400 mM respectivamente (Tabla 8). A pesar de que en ésta última especie, la reducción fue más drástica, *H. vulgare* fue la única que logró germinar a 400 mM de NaCl. Este resultado coincide con los reportados por Munns y Tester (2008); Royo y Aragües (1991) y Martínez- Cob *et al.* (1987), quienes señalaron que a este nivel de concentración salina *H. vulgare* presenta una adecuada capacidad de germinación-emergencia.

La tendencia general de la reducción en la germinación con el aumento de la concentración salina es una respuesta frecuentemente observada en varias especies (Ruiz y Terenti, 2012). Por ejemplo, Campos *et al.* (2011) encontraron que la germinación en diferentes cultivares de *Phaseolus vulgaris L.* sólo fueron afectados a partir de 100 mM de NaCl.

Por su parte, Madueño *et al.* (2005), encontraron que a partir de 150 mM de NaCl, la tasa y el porcentaje de germinación de *Rhynchosia minima L.*; una especie herbácea y de interés particular por su uso forrajero, se reduce.

Estos resultados también coinciden con los obtenidos por Lombardo y Saladino (1997) quienes después de haber evaluado el efecto de la salinidad en la germinación en diversas hortalizas (*Cichorium endivia L.*, *Chicorium intybus L.*, *Daucus carota L.* y *Petroselinum crispum L.*), y forrajes (*Trifolium alexandrinum L.*, *Vicia sativa L.*, *Medicago sativa L.*, *Hedysarum coronarium L.* y *Lens culinaris L.*), encontraron que conforme la conductividad eléctrica se incrementa, la germinación disminuye.

Según Flowers *et al.* (2010), la reducción de la germinación con el aumento de las concentraciones del NaCl es el resultado de una disminución o retardo de la absorción del agua en las semillas por los efectos tóxicos que ejercen los iones sobre ellas, ya que se afectan las funciones de la membrana y la pared celular del embrión; producto de una reducción en la permeabilidad de las membranas plasmáticas, del incremento del influjo de iones externos y del eflujo de solutos citosólicos.

Por su parte, Mahdavi y Modarres (2007) señalan que la reducción de la germinación en condiciones de salinidad se debe también a que las semillas incrementan su estado la latencia y dormancia; dos mecanismos que ayudan a las semillas a germinar en los momentos más adecuados para que las nuevas plantas tengan las máximas posibilidades de supervivencia.

Pese a estas posturas, es evidente que la mayoría de los autores concuerdan en que el efecto inhibitorio de las sales sobre la germinación es tanto iónico como osmótico (Khan *et al.*, 2006), y en la naturaleza actuaría induciendo la dormancia para sincronizar los eventos germinativos con las condiciones ambientales (Redbo-Torstensson, 1994).

Sin embargo, investigadores como Mansour y Salama (2004), han encontrado que las diferencias en la tolerancia a la salinidad varían con las permeabilidades de cada genotipo; razón por lo cual, tanto la composición y/o estructura lipídica como la viscosidad citoplasmática de cada especie se presentan como factores clave en la preservación de la integridad de la membrana plasmática. Señalamiento que explicaría porque *H. vulgare*, y *L. perenne* lograron una alta tasa de germinación en las concentraciones de salinidad más elevadas.

En el Cuadro 3, también se observa que el tamaño de la radícula (LR) y la longitud del hipocotílo (LH) de las siete especies forrajeras se vieron influenciadas con los incrementos de las concentraciones de NaCl, sin embargo, los mayores valores de crecimiento en todas las especies se encontraron a 0. 50 y 100 mM.

Las especies *H. vulgare*, *M. sativa*, *L. perenne* y *V. sativa* exhibieron un grado de afectación menor al 50% en el crecimiento, tanto de la raíz como del hipocotílo, bajo estos mismos niveles de concentración salina respecto a sus propios testigos. *C. nlemfuensis* fue la especie con menor crecimiento a 100 mM en relación con el resto de las forrajeras evaluadas.

En la concentración salina de 200 mM hubo una afectación mayor al 90% en el crecimiento de la raíz y del hipocotílo de todas las especies, con excepción de *H. vulgare* y *L. perenne*, cuyo crecimiento mermó entre 43.35 y 69.85% para la raíz y, en 30.02 y 100% para el hipocotílo, respectivamente.

Jamil (2007) y Llanes *et al.* (2005), señalaron que las longitudes de de las radículas e hipocotílos se reducen al incrementar las concentraciones de NaCl a partir de 50 Mm. Tal disminución es el resultado de la pérdida de turgencia celular, provocada por la disminución del potencial osmótico en el medio de crecimiento, lo cual es indispensable para el debilitamiento del endospermo y la expansión del embrión; al ser un proceso de crecimiento impulsado por la absorción de agua (Nawaz *et al.*, 2013).

La tabla 9, muestra el contenido de Sodio (Na⁺), Potasio (K⁺), Calcio (Ca²⁺), Magnesio (Mg²⁺) y la relación K⁺/Na⁺ de las siete especies forrajeras a los 21 días de la prueba.

Tabla 9. Contenido de Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ y relación K⁺/Na⁺

Especies	Concentraciones	Peso (mg g ⁻¹)				
	de NaCl Mm	K ⁺	Na ⁺	K ⁺ /Na ⁺ ratio	Ca ²⁺	Mg ²⁺
<i>Medicago Sativa L.</i>	0	2.76± 0.03 ^a	0.23± 0.05 ^d	12.29± 2.18 ^a	0.31± 0.05 ^a	0.22± 0.003 ^a
	50	2.70± 0.06 ^b	0.31± 0.03 ^c	8.77± 0.77 ^b	0.25± 0.03 ^b	0.15± 0.003 ^b
	100	2.63± 0.02 ^c	0.39± 0.08 ^b	6.74± 0.42 ^c	0.21± 0.02 ^{bc}	0.1± 0.002 ^c
	200	1.59± 0.03 ^d	0.50± 0.03 ^a	3.21± 0.39 ^d	0.17± 0.03 ^c	0.08± 0.002 ^c
<i>Cicer arietinum L.</i>	0	3.51± 0.06 ^a	0.11± 0.04 ^c	31.72± 2.06 ^a	0.19± 0.07 ^a	0.13± 0.04 ^a
	50	3.43± 0.05 ^b	0.17± 0.03 ^{cb}	20.17± 1.39 ^b	0.15± 0.04 ^{ba}	0.08± 0.02 ^b
	100	3.35± 0.04 ^c	0.21± 0.06 ^b	16.00± 1.14 ^c	0.11± 0.02 ^{bc}	0.04± 0.03 ^c
	200	2.47± 0.03 ^d	0.35± 0.02 ^a	7.05± 0.43 ^d	0.08± 0.03 ^c	0.03± 0.01 ^c
<i>Cynodon nlemfuensis</i>	0	0.40± 0.05 ^a	0.15± 0.07 ^c	26.96± 2.53 ^a	0.25± 0.07 ^a	0.19± 0.07 ^a
	50	0.34± 0.04 ^b	0.27± 0.04 ^b	12.59± 1.74 ^b	0.15± 0.03 ^b	0.13± 0.04 ^b
	100	0.29± 0.04 ^c	0.34± 0.03 ^a	8.52± 0.08 ^c	0.09± 0.02 ^c	0.04± 0.02 ^c
<i>Hordeum vulgare L.</i>	0	4.20± 0.08 ^a	0.27± 0.06 ^d	15.48± 2.43 ^a	0.29± 0.06 ^a	0.19± 0.05 ^a
	50	4.11± 0.05 ^b	0.31± 0.04 ^d	13.22± 1.68 ^b	0.24± 0.04 ^b	0.14± 0.04 ^b
	100	4.05± 0.04 ^b	0.37± 0.04 ^c	11.00± 1.21 ^b	0.16± 0.04 ^c	0.08± 0.03 ^c
	200	3.95± 0.06 ^c	0.44± 0.03 ^b	8.95± 0.39 ^c	0.11± 0.02 ^{dc}	0.06± 0.02 ^c
	400	3.05± 0.06 ^d	0.75± 0.03 ^a	4.06± 0.18 ^d	0.07± 0.03 ^d	0.03± 0.03 ^c
<i>Lolium perenne L.</i>	0	2.45± 0.07 ^a	0.18± 0.09 ^c	13.61± 2.19 ^a	0.27± 0.04 ^a	0.17± 0.04 ^a
	50	2.37± 0.04 ^b	0.24± 0.04 ^b	9.875± 0.37 ^b	0.21± 0.03 ^b	0.10± 0.03 ^b
	100	2.31± 0.03 ^c	0.29± 0.03 ^b	7.96± 0.45 ^c	0.17± 0.04 ^{bc}	0.07± 0.02 ^{cb}
	200	2.04± 0.02 ^d	0.42± 0.05 ^a	4.85± 0.23 ^d	0.12± 0.04 ^c	0.05± 0.02 ^c
<i>Avena sativa L.</i>	0	2.84± 0.06 ^a	0.17± 0.04 ^d	16.70± 1.44 ^a	0.36± 0.06 ^a	0.17± 0.04 ^a
	50	2.63± 0.05 ^b	0.29± 0.03 ^c	9.06± 1.55 ^b	0.24± 0.04 ^b	0.09± 0.03 ^b
	100	2.32± 0.04 ^c	0.37± 0.03 ^b	6.27± 0.26 ^c	0.16± 0.04 ^c	0.06± 0.02 ^{cb}
	200	1.36± 0.04 ^d	0.59± 0.05 ^a	2.30± 0.41 ^d	0.09± 0.02 ^d	0.03± 0.02 ^c
<i>Vicia Sativa L.</i>	0	4.55± 0.08 ^a	0.13± 0.03 ^d	32.42± 2.73 ^a	0.24± 0.04 ^a	0.15± 0.05 ^a
	50	4.27± 0.05 ^b	0.17± 0.02 ^c	24.88± 1.95 ^b	0.15± 0.02 ^b	0.08± 0.02 ^b
	100	4.07± 0.03 ^c	0.21± 0.03 ^b	19.38± 1.58 ^c	0.13± 0.02 ^{cb}	0.06± 0.02 ^{cb}
	200	3.39± 0.04 ^d	0.36± 0.05 ^a	10.96± 1.35 ^d	0.08± 0.03 ^c	0.04± 0.03 ^c

Letras iguales no difieren significativamente entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Contenido de Na⁺

En cuanto al contenido de sodio (Na⁺), todas las especies forrajeras mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en los diferentes tratamientos con NaCl respecto a sus propios testigos. También se observó que el contenido de Na⁺ en los tejidos de las especies *H. vulgare*, *L. perenne* y *V. sativa* fue menor al 50% en los tratamientos a 50 y 100 mM NaCl; siendo *H. vulgare* la especie con menor contenido Na⁺ (entre 14.81 y 37.03%).

Los mayores contenidos de Na⁺, se encontraron a 200 mM principalmente en las especies *M. sativa*, *C. arietinum* y *A. sativa* cuyos incrementos fueron de 122.72, 218.18 y 247.05%, respectivamente. Los resultados coinciden con los encontrados por Parés y Basso (2013) y Meloni (2012) quienes señalaron que la absorción de Na⁺ se incrementa con las concentraciones de NaCl. Esto puede deberse a la necesidad de las especies de mantener un potencial osmótico intracelular aún más bajo que el del agua proporcionado por el medio externo, como un mecanismo eficiente de energía de tolerancia a la salinidad (Casierra *et al.*, 2000).

Contenido de K⁺

El potasio K⁺ es uno de los cationes principales que participa activamente en los procesos de osmoregulación, mantenimiento de la turgencia y expansión celular, además de contribuir a más del 6 % del peso seco de la planta (Africano y Pinzón Sandoval, 2015). Los resultados mostraron que el contenido de K⁺ sufrió una reducción menor al 10% para los tratamientos de 50 y 100 mM respecto al control en todas las especies; con excepción de *A. sativa* y *C. nlemfuensis* cuya reducción varió entre 18.3% y 27.25%, respectivamente.

Mientras que a 200 mM, el contenido de K⁺ de las especies se vio reducido de 25.72 a 52.11%; siendo *H. vulgare* y *L. perenne* las especies que mostraron una menor reducción, al oscilar entre 5.74 y 16.73% respectivamente. Esto significa que la concentración de K⁺ es más baja en plantas estresadas por salinidad comparada con los tratamientos sin estrés durante el ciclo de evaluación. Lo cual sugiere que el potasio constituye el principal mecanismo de tolerancia al estrés salino, por su capacidad de mantener la turgencia celular, el ajuste osmótico y el crecimiento (Parés y Basso, 2013; Sobhanian *et al.*, 2010).

Relación (K^+/Na^+)

Las concentraciones de NaCl empleadas tuvieron efecto significativo sobre la relación K^+/Na^+ . En todas las plántulas testigo se observó que la relación K^+/Na^+ fue mayor a la de los tratamientos. El comportamiento puede obedecer a que en condiciones normales las plántulas tienden a mantener las concentraciones de K^+ altas y casi estables para su funcionamiento. A partir de la concentración de NaCl 50 mM la relación disminuyó con el incremento en la salinidad, posiblemente por el efecto competitivo entre el K^+ y el Na^+ por los sitios de absorción en las raíces de las plantas (Lamz y González, 2015).

La relación K^+/Na^+ en los tratamientos a 50 y 100 mM disminuyeron, respectivamente 14.57 y 28.94% en *H. vulgare*, 27.44 y 41.47% en *L. perenne* y 27.74 y 44.38% en *V. sativa* respecto a los testigos Mientras que en las especies *M sativa*, *C. arietinum*, *A sativa* y *C. nlemfuensis* la disminución fue mayor, entre 46.24 y 67.90% respecto a los testigos.

Para la concentración de 200 mM, la relación K^+/Na^+ se redujo en menor proporción en las especies *H. vulgare*, *L. perenne* y *V. sativa*, entre 42.15 y 72.97%; Para *M. sativa*, *C. arietinum* y *A. sativa* la disminución fue mayor, entre 74.13 y 81.49%.

La relación K^+/Na^+ es considerada un componente clave de la tolerancia a la salinidad en plantas, por su habilidad de evitar la toxicidad por Na^+ y al mantenimiento de Ca^{2+} y K^+ (Chen, *et al.*, 2007)

Contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+}

El calcio (Ca^{2+}) es un factor importante en el mantenimiento de la integridad de la membrana y la regulación del transporte de iones (Cramer *et al.*, 1985). Por su parte, el magnesio (Mg^{2+}) forma parte esencial de la clorofila y es necesario para la actividad enzimática; por lo cual se encuentra asociado con el metabolismo energético (Ross, 2004).

Los resultados mostraron que el contenido de Calcio y Magnesio (Ca^{2+} y Mg^{2+}) disminuyeron drásticamente a medida que las concentraciones salinas incrementaron. La reducción se observó de manera contundente en las especies *C. arietinum*, *A. sativa* y *C. nlemfuensis* conforme se incrementaron los niveles de salinidad. En estas especies, el Ca^{2+} disminuyó de 21.05 a 37.5% cuando fueron tratadas a 50 mM; de 42.10 a 62.50% a 100 mM y, de 57.84 a 100% a 200 mM de NaCl. En cuanto al contenido de Mg^{2+} se observó una respuesta similar, al disminuir de 31.57 a 61.53% cuando fueron tratadas a 50 mM; de 69.23 a 76.96% a 100 mM y de 78.94 a 100% a 200 mM NaCl.

La acumulación de Na^+ en tejido vegetal en un medio de crecimiento salino se atribuye a una disminución de la integralidad de la membrana celular, debido a la sustitución del Ca^{2+} por el Na^+ que influye directamente en sus funciones biológicas (Nawaz *et al.*, 2013). El Na^+ desplaza al Ca^{2+} desde la membrana plasmática hacia los espacios intercelulares, lo que permite que se incremente la absorción de Na^+ en detrimento de la absorción de K^+ , y provoque cambios significativos en la anatomía (Tester y Davenport, 2003), como se observó en el crecimiento de la longitud de la raíz e hipocotílo de las especies; lo cual puede estar relacionado también con las reducciones de Mg^{2+} , ya que según Cakmak (2014), muchos procesos metabólicos en los sistemas de las plantas necesitan de un abastecimiento adecuado de éste catión divalente a fin de llevar a cabo una apropiada fotosíntesis, biosíntesis de proteínas y biosíntesis de la clorofila; necesaria para mantener una alta tasa de crecimiento de las raíces y partes de brotes jóvenes, impidiendo su crecimiento y causando que la absorción de nutrientes se encuentre restringida.

CONCLUSIONES

Se confirma que la salinidad provoca reducción en el crecimiento y desarrollo de las plantas desde la fase de germinación y emergencia. El tamaño de las semillas no mostró ser un factor de importancia ligado al proceso de germinación.

En la etapa de imbibición se observó una respuesta diferencial entre especies en condiciones de estrés salino, principalmente a 200 y 400 mM, al producir una mayor reducción en los niveles de absorción respecto a los testigos, hecho que posteriormente se vio reflejado en su capacidad germinativa.

De las siete especies forrajeras evaluadas, *H. vulgare* fue la más resistente a los diferentes niveles de concentración salina, seguida de *L. perenne* L. y *V. Sativa*. En tanto que *C. nlemfuensis* fue la especie con mayor grado de afectación a partir de 100 mM; lo cual se reflejó en el tamaño de la radícula y en la longitud del hipocotílo de estas mismas especies.

A 200 mM, todas las especies mostraron los mayores contenidos de Na^+ y las mayores reducciones en el contenido de K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Además las especies *H. vulgare*, *L. perenne* y *V. Sativa* mostraron una menor relación K^+/Na^+ , validando con ello, ser las más tolerantes ante este nivel de concentración salina.

ARTICULO 2

POTENCIAL DE VICIA SATIVA L. PARA FITORREMEDIAN SUELOS SALINOS

Marcos Alfonso Lastiri Hernández¹, Salvador Ochoa¹, Gustavo Cruz- Cárdenas¹, Dioselina Álvarez Bernal^{1*}

¹Instituto Politécnico Nacional. CIIDIR-IPN Unidad Michoacán, COFAA, Justo Sierra No. 28 Oriente, 59510, Jiquilpan, Michoacán, México. Tel.: +52 353 5330218. *Autor por correspondencia: dalvarezb@ipn.mx

RESUMEN

En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán la mayor parte de los cultivos forrajeros son el sustento fundamental de los sistemas ganaderos tradicionales. Sin embargo, la escasez de agua y la creciente salinidad se presentan como los principales factores ambientales limitantes que afectan directamente a su establecimiento y desarrollo. En ésta investigación, se evaluó el potencial de fitodesalinización de la especie *Vicia sativa L.* en condiciones de invernadero en un suelo sometido a diferentes niveles de concentración salina. El experimento se realizó bajo una temperatura promedio de 38°C/15°C (día/noche) y de 60% (\pm 10%) de humedad relativa. Las macetas empleadas no se perforaron y llenaron con 8 kg de suelo franco arcilloso con una E_{Ce} de 1.4 dS m⁻¹ cada una. Se probaron tres niveles de salinidad 5.3, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹ con NaCl. La composición mineral tanto de las plantas como de las muestras de suelo se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica. El experimento se consideró terminado en el día 90 después de la germinación (DDG). Se realizó un análisis de varianza para detectar efectos de los factores estudiados en cada una de las variables evaluadas. Se usó la prueba de Tuckey para determinar la diferencia entre medias de tratamientos de cada variable analizada. En el presente estudio se encontró que la especie *V. sativa* cuenta con óptima capacidad de fitodesalinización en suelos con niveles moderados y fuertemente salinos, al mostrar una óptima capacidad de extracción en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, con valores de 36.3 y 40.4 kg por hectárea respectivamente.

Palabras clave: Ciénega de Chapala; Glicófitas, fitodesalinización, no lixiviación, salinidad.

ABSTRACT

In the region of the Ciénega de Chapala portion Michoacan most of the forage crops are the main support of traditional livestock systems. However, water scarcity and increasing salinity are presented as the main limiting environmental factors that directly affect their establishment and development. In this research, fitodesalinización potential of the species *Vicia sativa* L. was evaluated under greenhouse conditions in a soil subjected to different levels of salt concentration. The experiment was carried out under an average temperature of 38 ° C / 15 ° C (day / night) and 60% (\pm 10%) relative humidity. The pots used was not drilled and filled with 8 kg of clay loam soil with a E_{Ce} of 1.4 dS m⁻¹ each. Three levels of salinity 5.3, 7.12 and 10.8 dS m⁻¹ NaCl were tested. The mineral composition of both plants and soil samples was carried out by atomic absorption spectrometry. The experiment was considered finished at day 90 after germination (DAG). An analysis of variance was performed to detect effects of the factors studied in each of the variables evaluated. Tukey test was used to determine the mean among treatments of each variable analyzed. In the present study it was found that the species *V. sativa* has optimal capacity of fitodesalinización in soils with moderate and strongly saline levels, showing an optimum extraction capacity in treatments to 7.12 and 10.8 dS m⁻¹, with values of 36.3 and 40.4 kg per hectare respectively.

Keywords: Ciénega de Chapala; Glycophyte, phyto desalination, no leaching, salinity.

INTRODUCCIÓN

En la región de la Ciénega de Chapala porción Michoacán, la mayor parte de los cultivos forrajeros son el sustento fundamental de los sistemas ganaderos tradicionales (Moreno *et al.*, 2012). Sin embargo, el incremento de las zonas agrícolas cultivables han impulsado a estos sistemas a moverse hacia áreas menos productivas, de tipo marginal y con problemas de diversos tipos, entre los que destacan: la escasez de agua y el aumento de salinidad y sodicidad, debido al recurrente uso del agua subterránea de mala calidad (Silva *et al.*, 2006); dos factores ambientales que afectan el establecimiento y desarrollo de las especies orientadas a la producción agrícola (Colunga *et al.*, 2009; García *et al.*, 2005). Situación que se refleja directamente en la economía de los productores.

Los problemas que generalmente enfrentan las plantas expuestas a condiciones salinas son: a) estrés iónico (Hasanuzzaman *et al.*, 2014), b) estrés osmótico (Chávez y Álvarez, 2011), c) la interrupción de la homeostasis (Türkan y Demiral, 2009) y una serie de efectos morfológicos, fisiológicos y bioquímicos (Munns y Tester, 2008), que en su conjunto, afectan negativamente la adquisición de nutrientes, la transpiración y la función del aparato fotosintético, provocando una disminución en su crecimiento y la mayor parte de las veces su muerte, lo cual se ve reflejado en pérdidas económicas.

Existen diversos métodos físico-químicos para recuperar los suelos afectados por sales (Parmar y Singh, 2015), entre los que destacan: el lavado de las sales solubles con aguas de baja salinidad y la construcción de obras de drenaje que contribuyen a la rehabilitación del suelo, el uso de enmiendas químicas basadas en el empleo de sales cálcicas de alta solubilidad que intercambian el sodio por calcio y la aplicación de ácidos o sustancias formadoras de éstos. Sin embargo, la mayoría de ellos son ex situ, los cuales por lo general, presentan un alto costo económico, implican un elevado consumo de energía y, sobre todo, conllevan un impacto negativo, en ocasiones irreversible, sobre la integridad y funcionalidad del recurso suelo causando pérdidas económicas sustanciales, producto de la disminución de la fertilidad del suelo y del rendimiento de cultivos (He y Yang, 2007).

A este respecto, en los últimos años, han surgido una serie de tecnologías biológicas de descontaminación de suelos entre las que se puede destacar a la biorremediación, es decir, la utilización de organismos para degradar compuestos contaminantes (Ortiz-Hernández *et al.*, 2014). Dentro de la biorremediación, recientemente, la fitorremediación ha emergido como una fitotecnología de gran potencial para la remediación de suelos, aire, sedimentos, y aguas contaminadas. Esta fitotecnología se basa en la capacidad de algunas especies vegetales para tolerar, absorber, acumular y degradar compuestos contaminantes relativamente inmóviles o con niveles de contaminación bajo (Gerhardt *et al.*, 2009), así como en el potencial económico que éstas pueden generar al término del proceso de descontaminación (medicamentos, aceite comestible, forrajes, biocombustibles) (Nasim *et al.*, 2007).

Frente a las técnicas físico-químicas, la fitorremediación presenta una serie de ventajas entre las que se puede enfatizar su bajo costo de aplicación, su aproximación más ecológica, y el hecho de ser una tecnología social y estéticamente más aceptada (Ashraf *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2006). En relación con el tipo de contaminante y dependiendo de los mecanismos implicados por parte de las especies vegetales en la remediación del medio contaminado, la fitorremediación se apoyará de otras fitotecnologías (Alkorta *et al.*, 2004), una de ellas es la fitodesalinización, la cual consiste en el uso de plantas acumuladoras de sodio para retirarlos del suelo mediante su absorción y concentración en las partes cosechables (Rafati *et al.*, 2011).

Hasta ahora, la mayor parte de los estudios realizados en materia de fitodesalinización de cloruro de sodio (NaCl) se han basado en el potencial de algunas especies halófitas, como ha sido el caso de *Atriplex lentiformis* (Soliz *et al.*, 2011), *Spartina gracilis* y *Allenrolfea occidentalis* (Díaz *et al.*, 2013); *Leymus triticoides* y *Festuca arundinacea* (Suyama *et al.*, 2007); *Distichlis spicata* (Masters *et al.*, 2007).

No obstante, estudios como los de Villa *et al.* (2006) con *Capsicum annuum* L.; Hernández y Soto (2014) con *Glycine max* (L.) Merrill; Casierra *et al.*, (2000) con *Solanum quitoense* L. y Reyes *et al.*, (2013) con *Ocimum basilicum* L. ratifican que algunas especies glicófitas también gozan de este potencial aunque en menor medida, pero si lo suficiente como para realizar un pulimiento en suelos que se encuentren bajo condiciones moderadas de salinidad (4.1 – 8.0 dSm⁻¹) (NOM-021-RECNAT-2000), principalmente en las regiones áridas y semiáridas donde las precipitaciones son insuficientes y los sistemas de riego inadecuados (Shabbir, 2002).

Autores como Leidi y Pardo (2002), señalan la necesidad de analizar el potencial de una mayor cantidad de especies glicófitas para remediar los suelos afectados por la salinidad, ya que su capacidad de respuesta, a lo largo de las diferentes etapas de crecimiento, varía de acuerdo con la especie, material genético, niveles de concentración salinos y tipo de sal. Siendo el NaCl la más abundante y probablemente la más perjudicial para el crecimiento vegetal y la toma de nutrientes (Ryan *et al.*, 1975).

El uso de algunos cultivos forrajeros en el mejoramiento de suelos salinos sódicos, representa una alternativa económica y sustentable, ya que además de reducir la salinidad (Cerdeña *et al.*, 2007), pueden crecer bajo condiciones de humedad residual y a su vez, ser aprovechados como abono verde, cultivos de amplia cobertura en grandes extensiones de suelo y para la disminución de la erosión (Abbasi *et al.*, 2014).

Por tal razón, el objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial de fitodesalinización de la especie *Vicia sativa L.* en condiciones de invernadero en un suelo sometido a diferentes niveles de concentración salina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El experimento se realizó en condiciones de invernadero en las instalaciones del “Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Michoacán”, del Instituto Politécnico Nacional, en el municipio de Jiquilpan, Michoacán, México; Ubicada a 20° 0’ 0” latitud norte y 102° 42’ 30” longitud oeste, a una altitud de 1560 msnm. Las condiciones dentro del invernadero fueron en promedio, 38°C/15°C (día/noche) de temperatura y una humedad relativa de 60% (\pm 10%).

El suelo utilizado en el experimento fue tomado de una granja perteneciente al municipio de Jiquilpan a una profundidad de 0 a 30 cm, obteniendo 580 kg aproximadamente; los cuales fueron secados a la sombra 20 días después de ser extraídos del lugar y posteriormente transferidos a las macetas de polietileno negro con capacidad de 12 L, mismas que no se perforaron y llenaron con 8 kg de suelo cada una.

Características físico-químicas del suelo

Las características físico-químicas del suelo son: textura franco arcillosa (arcilla 40%, limo 22%, arena 38%); E_{Ce} (conductividad eléctrica del extracto de pasta saturada del suelo) de 1,4 dS m⁻¹; pH de 8.9; una capacidad de retención de agua (CRA) del 91%; una capacidad de intercambio catiónico de 37 meq L⁻¹; porcentaje de materia orgánica (% MO) de 0.77; un porcentaje de sodio intercambiable (PSI) de 7.83 %; Contenido de sales totales (ST) 0.896 g L⁻¹; Ca²⁺ 33.53 cmol kg⁻¹; Mg²⁺ 17.83 cmol kg⁻¹; Na⁺ 4.184 cmol kg⁻¹; K⁺ 2.01 cmol kg⁻¹ y Cl⁻ 4.9 mmol L⁻¹

Material de Siembra

Las semillas de ésta especie forrajera se obtuvieron a través de una comercializadora de semillas y agroquímicos de la región: *Vicia sativa L.* (cultivar Mezquita).

Tratamientos de salinidad

Como fuente salina se utilizó NaCl grado analítico, el cual se aplicó a cada maceta 15 días antes de sembrar las semillas. Se probaron tres niveles de salinidad, para lo cual se adicionaron 8.75 gramos de NaCl para lograr un incremento de 1.4 a 5.3 dS m⁻¹; 12 gramos de NaCl para incrementar de 1.4 a 7.12 dS m⁻¹ y 16.25 gramos de NaCl para lograr un incremento de 1.4 a 10.8 dS m⁻¹ en cada maceta.

Características fisicoquímicas del agua

El riego fue manual, las características físicoquímicas del agua de riego son: E_{Ce} de 0.5 dS m⁻¹, pH de 8.81, relación de adsorción de sodio (RAS) de 1.93, sólidos disueltos totales (SDT) de 155 pp m, Ca²⁺ = 0.42 meq L⁻¹, Mg²⁺ 3.61 meq L⁻¹, Na⁺ de 2.75 meq L⁻¹, K⁺ de 0.26 meq L⁻¹, CO₃²⁻ de 1.47 meq L⁻¹, HCO₃⁻ de 5.01 meq L⁻¹, SO₄²⁻ de 0.153 meq L⁻¹.

Germinación – plántula

La etapa de germinación se evaluó en un período de 21 días, bajo un fotoperíodo de 14/10 h (luz /oscuridad), con régimen de temperaturas 38/15 °C (día/noche) en los invernaderos.

Las semillas se consideraron germinadas y emergidas cuando en la superficie del suelo se observaron los cotiledones fuera de la envoltura seminal a consecuencia del alargamiento y levantamiento del hipocótilo (emergencia de la plántula) (Pablo *et al.*, 2013).

Tasa relativa de fitodesalinización (RPR)

Para cuantificar la tasa relativa de fitodesalinización de la especie *V. sativa L.* en las diferentes concentraciones salinas se emplearon las formulas propuestas por Rabhi *et al.* (2015):

$$RPR (\text{Kg Na}^+ \text{ t}^{-1} \text{ DWdía}^{-1}) = RGR * (\text{Na}_f^+ - \text{Na}_i^+) / (\text{DW}_f - \text{DW}_i) \text{ ---- Ecuación (1)}$$

$$RGR = (\ln \text{DW}_f - \ln \text{DW}_i) / \Delta t$$

Donde:

RPR = Es una medida de la aptitud de los brotes de la planta para acumular iones de sodio expresada por unidad de biomasa por unidad de tiempo

RGR = Es la tasa de crecimiento relativo

Na_f⁺ y Na_i⁺ = Es la diferencia entre las concentraciones de sodio en el comienzo y el final del experimento (kg Na⁺ t⁻¹ DWdía⁻¹)

Δt = el período de tiempo del experimento (días)

Capacidad de fitodesalinización (PHD)

Ahora bien, para cuantificar la capacidad de fitodesalinización de la especie *V. sativa* por hectárea, se utilizó la fórmula propuesta por Rabhi *et al.* (2010):

$$\Delta Q(\text{Na}_f^+ - \text{Na}_i^+)_{\text{POT}} * (10,000 / \text{PS}) \quad \text{---- Ecuación (2)}$$

Donde:

$\Delta Q(\text{Na}_f^+ - \text{Na}_i^+)_{\text{POT}}$ = Cantidad removida de sodio por las plantas de toda una maceta (en este caso 10 plantas) ($\text{kg Na}^+ \text{ ha}^{-1}$)

10,000 = Equivale a una hectárea (m^2)

PS m^2 = Representa la superficie del suelo en la maceta (siendo el diámetro de la maceta (0.35 cm))

Análisis Químico (Suelo y Plantas)

Las plantas fueron lavadas con agua destilada y se separaron las raíces, los tallos y las hojas para cuantificar el peso fresco y seco (g) de cada repetición y tratamiento (1.4 , 5.3, 7.12 y 10.8 dS m^{-1}) por medio de una balanza analítica (SA 120, Scientech Inc., CO, EE.UU.)

Las muestras vegetales se secaron en una estufa a 70 °C durante 48 horas, posteriormente se molieron utilizando un mortero para la determinación de la composición mineral. La determinación de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} tanto de las plantas como de las muestras de suelo se llevaron a cabo por espectrometría de absorción atómica (Allen, 1989), usando un espectrómetro (AAS), modelo SensAA.

Análisis de datos

Cada semana a lo largo de todo el experimento se pesaron seis macetas de cada tratamiento para mantener un nivel adecuado de humedad. Se utilizó un diseño completamente al azar con 18 unidades experimentales por tratamiento, cada unidad experimental estuvo constituida por 10 plantas. Se consideró terminado el experimento en el día 90 después de la germinación (DDG)

Se realizó un análisis de varianza para detectar efectos de los factores estudiados en cada una de las variables evaluadas. Se usó la prueba de Tuckey a un $\alpha=0.05$ para determinar la diferencia entre medias de tratamientos de cada variable analizada. Estos análisis se hicieron con el programa SAS, Versión 8.0 (SAS Institute, 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 10 muestra la composición mineral de las raíces (R), los tallos (T) y las hojas (H) de la especie *Vicia sativa L.* después de ser sometidas a diferentes concentraciones salinas de NaCl bajo condiciones de no lixiviación durante un periodo de 90 días.

Tabla 10. Composición mineral de las raíces (R), los tallos (T) y las hojas (H) de la especie *Vicia sativa L.* a los 90 días.

Tratamientos (dS m ⁻¹)	Órgano	mg Kg ⁻¹ DW			
		Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Testigo	R	4270.3 ± 172.8 ^a	1476.3 ± 181.9 ^a	33.9 ± 11.8 ^a	1750.32 ± 129.6 ^a
	T	14086.6 ± 388.4 ^a	1925.6 ± 205.2 ^a	295.78 ± 22.3 ^a	1495.36 ± 321.2 ^a
	H	9474.23 ± 441.5 ^a	3055.5 ± 211.8 ^a	338.41 ± 16.2 ^a	1904.76 ± 155.2 ^a
5.3	R	5542.12 ± 120.7 ^b	7260.6 ± 132.7 ^b	21.50 ± 10.9 ^a	2805.25 ± 117.4 ^b
	T	17504.05 ± 231.2 ^b	8604.4 ± 230.3 ^b	358.6 ± 17.3 ^b	2632.21 ± 210.2 ^b
	H	10709.78 ± 367.6 ^b	9451.7 ± 361.2 ^b	375.36 ± 22.4 ^a	3134.88 ± 180.5 ^b
7.12	R	5767.10 ± 140.8 ^b	7568.7 ± 182.4 ^{bc}	197.93 ± 31.2 ^b	3089.12 ± 142.7 ^c
	T	24184.83 ± 365.6 ^c	9035.55 ± 245.2 ^c	365.84 ± 32.8 ^b	3056.11 ± 163.2 ^c
	H	13371.63 ± 627.1 ^c	10140.4 ± 241.1 ^c	421.94 ± 18.4 ^a	3220.53 ± 121.3 ^c
10.8	R	5920.41 ± 218.2 ^{bc}	7918.48 ± 132.7 ^c	225.77 ± 30.6 ^b	3390.61 ± 188.5 ^d
	T	26413.69 ± 395.6 ^d	9350.19 ± 235.6 ^c	420.13 ± 24.2 ^{bc}	3212.23 ± 215.8 ^c
	H	15835.31 ± 508.2 ^d	12668.2 ± 393.2 ^d	477.53 ± 25.5 ^b	3609.23 ± 134.9 ^d

En cada línea, los valores con letras diferentes son significativamente diferentes entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Promedios de 18 repeticiones \pm error estándar.

Contenido de Na⁺

En cuanto al contenido de sodio (Na⁺), la especie forrajera mostró de manera integral diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los diferentes tratamientos con NaCl y el testigo.

Se observó que el contenido de Na⁺ en los tejidos de las raíces se incrementó 29.78 y 35.05% en los tratamientos a 5.30, 7.12 dS m⁻¹, respectivamente, mientras que a 10.8 dS m⁻¹ el incremento fue aún mayor, al lograr un 38% más respecto al testigo.

Respecto al contenido de Na⁺ localizado en el tallo, se encontró que a 5.30 y 7.12 dS m⁻¹ su incremento fue de 24.25 y 71.68%, respectivamente, sin embargo a 10.8 dS m⁻¹ este valor fue todavía mayor, al lograr un 87.5% respecto al testigo.

Además, se encontró que el contenido de Na^+ localizado en las hojas a 5.30 dS m^{-1} se incrementó 13.04% respecto al testigo, sin embargo, en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m^{-1} la acumulación fue todavía mayor, al lograr un incremento de 41.13 y 67.15%, respectivamente en relación al testigo.

De manera general, los resultados mostraron que al incrementar las concentraciones de NaCl en el suelo, la acumulación de Na^+ aumento principalmente en el tallo y en los brotes. Los resultados coinciden con los encontrados por Munns (2002), al señalar que el sitio principal de la toxicidad de Na^+ para la mayoría de las plantas es la lámina de la hoja, donde Na^+ se acumula después de haber sido depositado en el flujo de la transpiración, en lugar de en las raíces, principalmente en las especies perennes debido a que las hojas de las plantas perennes viven y transpiran durante más tiempo.

Contenido de K^+

En cuanto al contenido de potasio (K^+), la especie forrajera mostró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los diferentes tratamientos con NaCl respecto a su propio testigo.

Los resultados mostraron que el contenido de K^+ en los tejidos de las raíces incrementaron 391.81 y 412.68% en los tratamientos a 5.30 y 7.12 dS m^{-1} , respectivamente, mientras que para el tratamiento a 10.8 dS m^{-1} se incrementó hasta 436.37% respecto al testigo.

Respecto al contenido de K^+ localizado en el tallo, se encontró una tendencia crecente hacia la acumulación de este elemento en el tejido, ya que a 5.30 y 7.12 dS m^{-1} osciló entre 346.84 y 369.23% respectivamente, siendo aún mayor en el tratamiento de 10.8 dS m^{-1} al lograr una acumulación del 385.57%, respecto al testigo.

También se encontró que el contenido de K^+ localizado en las hojas a 10.8 dS m^{-1} fue mayor a 314.60% respecto al testigo, no así en los tratamientos a 5.3 y 7.12 dS m^{-1} , cuya acumulación únicamente alcanzó un 209.33 y 231.87%, respectivamente.

En términos generales se evidenció que al incrementar las concentraciones de Na^+ , se redujeron los niveles de K^+ . De acuerdo con (Conn y Gilliam, (2010); Wei *et al.* (2006), los niveles más altos de Na^+ interfieren con la acumulación de K^+ al competir por los mismos sitios subcelulares.

Además, la mayor acumulación de K^+ se obtuvo en las hojas, seguido del tallo y la raíz. Esta distribución de los iones en los diferentes órganos de la especie *V sativa*, coincide con los reportados por Velagaleti y Schweitzer (1993), al señalar que en el cultivo de la soya la mayor acumulación de K^+ se obtuvo en las hojas, seguido del tallo y luego en la raíz, mientras que el Na^+ se acumuló más en el tallo, seguido de la raíz y luego en las hojas, lo que coincide con varios autores que plantean una mayor acumulación de Na^+ en el tallo, en relación con la raíz y las hojas (González, 2013).

Lo cual sugiere que el potasio constituye el principal mecanismo de tolerancia al estrés salino en esta especie, por su capacidad para mantener la turgencia celular, el ajuste osmótico y expansión celular (Parés y Basso, 2013); lo cual se pudo observar en el crecimiento de las hojas y del tallo (reflejados en el peso seco) como se analizará más adelante. Respecto de esto último, estudios recientes han confirmado que el K^+ es uno de los cationes principales que contribuyen con más del 6 % al peso seco de la planta, debido a que ejerce una función positiva en el metabolismo energético y en los hidratos de carbono e influye notablemente en la síntesis de las proteínas encargadas del crecimiento (Africano y Pinzón Sandoval, 2015; González, 2013).

Contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+}

En cuanto al contenido de Calcio y Magnesio (Ca^{2+} y Mg^{2+}), la especie forrajera mostró de manera integral diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los diferentes tratamientos con NaCl respecto a su propio testigo. Además, se encontró que a medida que los tratamientos incrementaban en su concentración salina, el contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} también lo hicieron.

Los resultados mostraron que el contenido de Ca^+ en los tejidos de las raíces se incrementaron respecto al testigo en 60.76, 483.86 y 565.98% a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m^{-1} , respectivamente.

En el caso del magnesio, el contenido de Mg^+ en los tejidos de las raíces aumentaron 60.27% y 76.48% en los tratamientos a 5.30 y 7.12 dS m^{-1} respectivamente, mientras que para el tratamiento a 10.8 dS m^{-1} el incremento fue de 93.71% respecto al testigo.

Respecto al contenido de Ca^+ localizado en el tallo, se encontró un marcado incremento de este catión respecto al testigo, al arrojar concentraciones de 21.23% y 23.68 % en los tratamientos a

5.30 y 7.12 dS m⁻¹ respectivamente. Sin embargo, la acumulación de este catión incremento en 42.04% a 10.8 dS m⁻¹.

Por su parte, el contenido de Mg⁺ localizado en el tallo a 5.30 dS m⁻¹ fue mayor a 76.02% respecto al testigo, no así en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, cuya acumulación alcanzó un 104.37 y 114.81%, respectivamente.

Además, se encontró que el contenido de Ca²⁺ localizado en las hojas a 5.30 dS m⁻¹ fue mayor a 10.91% respecto al testigo, no así en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, cuya acumulación alcanzó 24.68 y 41.10%, respectivamente.

Asimismo, se halló que el contenido de Mg²⁺ localizado en las hojas a 5.30 dS m⁻¹ fue mayor a 64.58% respecto al testigo, no así en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, cuya acumulación alcanzó un 69.07 y 89.48% respectivamente.

Por lo que, en términos generales, fue evidente que al incrementar las concentraciones de NaCl en el suelo, la acumulación de Na⁺ aumentó en la planta *V. sativa* en detrimento de la tasa de acumulación de Ca²⁺ y Mg²⁺, mostrando un claro antagonismo potencial entre Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ (García-Morales *et al*, 2012).

En el caso del Ca²⁺, se encontró que los mayores niveles de este catión se ubicaron en las hojas, seguido del tallo y las raíces; distribución que puede deberse a la necesidad de la planta para regular el metabolismo celular y proteger las membranas del posible daño inducido por el estrés salino (Casierra-Posada y Rodríguez, 2006).

Por otra parte, el hecho de que el Mg²⁺ aumentara respecto al testigo, se puede atribuir a su necesidad de llevar a cabo una apropiada fotosíntesis, biosíntesis de proteínas y biosíntesis de la clorofila, principalmente en los tratamientos con mayores concentraciones salinas, lo cual es necesario para mantener una alta tasa de crecimiento tanto en las raíces como en las partes de brotes jóvenes (Cakmak, 2014; Ross, 2004).

La tabla 11 muestra el peso seco de las hojas (H), tallos (T), raíces (R), plantas enteras y proporción raíz/parte área de la especie *V. sativa* L., por planta y por maceta, después de ser sometidas a diferentes concentraciones salinas de NaCl bajo condiciones de no lixiviación durante un periodo de 90 días.

Tabla 11. Peso seco de los órganos de la especie *V. sativa* al inicio (día 21) y al final del experimento (90 DDG)

Tratamientos (dS m ⁻¹)	Órgano	Peso seco inicial (g planta ⁻¹)	Peso seco final (g planta ⁻¹)	Peso seco (g maceta ⁻¹)
Testigo	R	0.0128 ± 0.0033 ^a	0.0462 ± 0.0031 ^a	--
	T	0.0154 ± 0.0029 ^a	0.0567 ± 0.0016 ^a	0.5708 ± 0.0192 ^a
	H	0.0287 ± 0.0020 ^a	0.0955 ± 0.0129 ^a	0.9640 ± 0.0244 ^a
	Planta Entera	0.0569 ± 0.0041 ^a	0.1984 ± 0.0242 ^a	1.9912 ± 0.0215 ^a
	Ratio (raíz / brote)	0.2902 ± 0.0112 ^a	0.3035 ± 0.0614 ^a	--
5.3	R	0.0147 ± 0.0032 ^a	0.0398 ± 0.0027 ^b	--
	T	0.0169 ± 0.0046 ^a	0.0786 ± 0.0026 ^b	0.7971 ± 0.0048 ^b
	H	0.0217 ± 0.0021 ^b	0.1463 ± 0.0242 ^b	1.4705 ± 0.0265 ^b
	Planta Entera	0.0533 ± 0.0031 ^a	0.2647 ± 0.0317 ^b	2.6518 ± 0.0327 ^b
	Ratio (raíz / brote)	0.3808 ± 0.0317 ^b	0.1769 ± 0.0123 ^b	--
7.12	R	0.0133 ± 0.0037 ^a	0.0363 ± 0.0029 ^b	--
	T	0.0154 ± 0.0033 ^a	0.1752 ± 0.0145 ^c	1.7567 ± 0.0189 ^c
	H	0.0148 ± 0.0039 ^c	0.2713 ± 0.0217 ^c	2.7195 ± 0.0326 ^c
	Planta Entera	0.0435 ± 0.0049 ^a	0.4828 ± 0.0334 ^c	4.8308 ± 0.0026 ^c
	Ratio (raíz / brote)	0.4403 ± 0.0359 ^c	0.0812 ± 0.0214 ^c	--
10.8	R	0.0216 ± 0.0048 ^b	0.0345 ± 0.0035 ^b	--
	T	0.0105 ± 0.0036 ^a	0.2513 ± 0.0291 ^d	2.5201 ± 0.0032 ^d
	H	0.0051 ± 0.0024 ^d	0.3643 ± 0.0570 ^d	3.6650 ± 0.0294 ^d
	Planta Entera	0.0372 ± 0.0058 ^{ab}	0.6501 ± 0.0187 ^d	6.5112 ± 0.0243 ^d
	Ratio (raíz / brote)	1.3846 ± 0.1172 ^d	0.0560 ± 0.0421 ^d	--

En cada línea, los valores con letras diferentes son significativamente diferentes entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Promedios de 18 repeticiones ± error estándar.

Como se puede observar en la tabla, el peso seco final de la raíz presentó una reducción del 13.85, 21.42 y 25.32% en los tratamientos a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente; en comparación con el testigo.

Por su parte, el peso seco final de los brotes mostraron un incremento, en comparación con el testigo, del 47.76, 193.36 y 304.46% en los tratamientos a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente.

El peso seco final de toda la planta se incrementó a medida que la concentración de NaCl fue mayor en los distintos tratamientos, a 5.30 dS m⁻¹ lo hizo en 33.41%, a 7.12 dS m⁻¹ en 143.34% y a 10.8 dS m⁻¹ en 227.67% respecto al testigo (1.4 dS m⁻¹).

Este incremento en los valores de biomasa seca a concentraciones moderadas y relativamente elevadas puede ser debido a un incremento en la síntesis de solutos orgánicos (azúcares, proteínas, aminoácidos) para contrarrestar los efectos osmóticos de la salinidad en esta etapa del desarrollo (Khan *et al.*, 2000), lo que puede estar asociado con la presencia de mecanismos de tolerancia a la salinidad en el cultivar de la especie *V sativa L.*

De acuerdo con Balibrea (1996), las plantas en condiciones de salinidad, para ajustarse osmóticamente e incrementar su potencial osmótico interno utilizan una porción de sus fotosintatos, hecho que puede corroborar los altos niveles de K⁺ y Mg²⁺ en el área foliar.

Por ejemplo en el caso de las plantas de tomate se encontró que al ser tratadas con niveles moderados de salinidad (50 mM) presentaron un crecimiento de biomasa similar o superior al control (Dell Amico, 1998).

Por otra parte, es importante señalar que la tolerancia a la salinidad también se evalúa de acuerdo al grado de reducción de la materia seca (Niu y Cabrera, 2010). Lo que ratifica que la especie *V. Sativa* es tolerante a altos niveles de salinidad, ya que la planta no presentó reducciones en la absorción de agua en los brotes conforme se incrementaron los niveles de salinidad propuestos en los tratamientos, lo que provocaría un mayor gasto de energía, la reducción en la captura de carbono y una reducción en la fotosíntesis por unidad de área foliar (Moradi e Imail, 2007; Casierra y García, 2005; Munss, 2002). Lo cual se confirmó en la reducción de la relación raíz/brote, conforme se incrementaron las concentraciones de NaCl en los distintos tratamientos; hecho que evidenció el equilibrio de las plantas en cuanto al peso seco de los órganos de la raíz y la parte aérea, puesto que la salinidad no afectó el crecimiento de las hojas ni promovió un incremento relativo en el peso seco del área radicular, debido a que las raíces no tendieron a

crecer para reducir por dilución la concentración de iones tóxicos en sus tejidos, y para explorar el suelo hasta encontrar un área donde la concentración salina fuera menor.

La tabla 12 muestra la conductividad eléctrica (ECe), el pH, la composición mineral soluble e intercambiable del suelo, así como la tasa relativa de fitodesalinización y la capacidad de fitodesalinización (PHD) de la especie *V. sativa* L. después de ser sometidas a diferentes concentraciones salinas de NaCl bajo condiciones de no lixiviación durante un periodo de 90 días.

Tabla 12. Balance entre la composición mineral del suelo y su relación con la tasa relativa de fitodesalinización y capacidad de fitodesalinización de la especie *V. sativa* L expuesta a diferentes concentraciones salinas.

Etapa	Tratamientos (dS m ⁻¹)							
	Testigo		5.3		7.12		10.8	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
ECe (dS m ⁻¹)	1.40 ^a	1.62 ^a	5.30 ^a	4.63 ^b	7.12 ^a	5.62 ^b	10.8 ^a	7.24 ^b
Ph	7.40 ^a	7.51 ^a	7.92 ^a	7.81 ^a	8.15 ^a	7.98 ^b	8.48 ^a	8.23 ^b
Na ⁺ soluble (mmol L ⁻¹)	23.7 ^a	15.21 ^b	33.47 ^a	24.19 ^b	45.65 ^a	31.95 ^b	75.28 ^a	40.58 ^b
Ca ²⁺ soluble (mmol L ⁻¹)	13.3 ^a	5.78 ^b	20.58 ^a	12.67 ^b	27.61 ^a	17.65 ^b	47.27 ^a	21.74 ^b
Mg ²⁺ soluble (mmol L ⁻¹)	12.5 ^a	3.55 ^b	16.25 ^a	9.2 ^b	21.34 ^a	12.18 ^b	49.22 ^a	15.86 ^b
Na ⁺ intercambiable (cmol kg ⁻¹)	4.15 ^a	3.61 ^b	6.27 ^a	4.11 ^b	7.40 ^a	4.93 ^b	9.96 ^a	7.05 ^b
K ⁺ intercambiable (cmol kg ⁻¹)	2.01 ^a	1.85 ^b	2.45 ^a	2.13 ^b	2.52 ^a	2.20 ^b	2.57 ^a	4.09 ^b
Ca ²⁺ intercambiable (cmol kg ⁻¹)	18.32 ^a	38.34 ^b	29.78 ^a	41.92 ^b	32.69 ^a	45.9 ^b	33.33 ^a	51.89 ^b
Mg ²⁺ intercambiable (cmol kg ⁻¹)	8.72 ^a	12.07 ^b	9.34 ^a	11.24 ^b	9.64 ^a	9.32 ^b	9.78 ^a	8.77 ^b
RAS (mmol L ⁻¹)	6.60 ^a	7.04 ^b	7.80 ^a	7.31 ^b	9.19 ^a	8.27 ^b	11.01 ^a	9.35 ^b
PSI	7.28	8.35 ^b	9.29 ^a	8.63 ^b	10.96 ^a	9.85 ^b	13.03 ^a	11.14 ^b
RPR (kg Na ⁺ t ⁻¹ DWdía ⁻¹)	0.0261 ^a		0.0297 ^b		0.03940 ^c		0.0439 ^d	
PHD (kg Na ⁺ ha ⁻¹)	23.202 ^a		27.22 ^b		36.31 ^c		40.44 ^d	
Densidad de planta ha ⁻¹	44796 ^d		38175 ^c		28623 ^b		25702 ^a	

En cada línea, los valores con letras diferentes son significativamente diferentes entre sí según prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Promedios de 18 repeticiones \pm error estándar.

Se encontró una alta capacidad de la especie *V. sativa* para extraer sodio del suelo al termino del experimento, ya que la conductividad eléctrica (ECe) disminuyó 7.71, 30 y 46.09% en los tratamientos a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente, a diferencia del testigo, el cual mostró un incremento del 15.71% al termino del experimento. Este resultado coincide con los reportados por Cerda *et al.* (2007), quienes señalaron que la tendencia a la reducción en la conductividad eléctrica del suelo se debe a una mayor liberación de los cationes Na⁺ y Ca²⁺ en el suelo.

Los resultados revelaron también reducciones en las concentraciones de sodio solubles del suelo al termino del experimento, lo que mostró una elevada capacidad de ésta especie para eliminar este catión, ya que se observó una reducción de 27.7, 30.02 y 46.6% en los tratamientos a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente. Lo que a su vez se vio reflejado en su capacidad para disminuir la relación de adsorción de sodio (RAS) en 6.18, 10.01 y 15.07% para los tratamientos de 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente.

Cabe señalar que la reducción que presenta la especie *V. sativa* a 10.8 dS m⁻¹ en el RAS es extraordinaria para ser una glicofita, ya que diversos estudios con halofitas como *Heliotropium curassavicum* y *Suaeda marítima*, señalan reducciones que oscilan entre 71.4 hasta 80.8% en un periodo de tiempo de 120 días, aunque con una densidad de plantas por maceta menor y bajo condiciones salinas que superan los 16 dS m⁻¹ (Rabhi *et al.*, 2015; Ravindran *et al.*, 2007).

También, se encontró que el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) disminuyó 7.1, 10 y 14.5 % en los tratamientos a 5.30, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente, mientras que el testigo presentó un incremento del 14.7% al termino del experimento. Condición que en el ámbito agrícola puede mejorar los rendimientos de los cultivos al disminuir el efecto osmótico y la toxicidad producida por las sales disueltas (Pastor *et al.*, 2014).

Por otra parte, se pudo observar que la especie *V. sativa L.* presentó una mejor aptitud para acumular iones de sodio en sus brotes (RPR) de 0.03940 a 7.12 dS m⁻¹ y de 0.0439 a 10.8 dS m⁻¹ comparado con el tratamiento a 5.3 dS m⁻¹ y el propio testigo. Lo cual representa una cantidad mínima, si se compara con la especie *Suaeda fruticosa*, cuyo valor es de 3.5 o con la especie *Sesuvium portulacastrum* con un valor de 3.2 (Rabhi *et al.*, 2015 y 2009).

Uno de los mecanismos esenciales que pudieran explicar tanto a la tolerancia salina como a la acumulación de Na^+ y su traslocación y compartimentalización en las vacuolas del mesófilo foliar de la especie *V. sativa* es la presencia de la proteína SOS1, ubicada en el parénquima del xilema; cuya función principal es la de mediar la expulsión de Na^+ desde las raíces y regular el transporte xilemático (Oh *et al.*, 2009; Olias *et al.*, 2009). Además, de otro tipo de proteínas que pudieran complementar a estas primeras, las de tipo HKT, localizadas en la membrana plasmática del parenquima xilematico, por medio del cual logran recapturar el Na^+ que fluye con la corriente de evapotranspiración; evitando así la acumulación excesiva de Na^+ en los tejidos mas activos fotosintéticamente (Hamamoto *et al.*, 2015). De modo que, la cantidad neta de Na^+ que puede ser transportada via xilema desde la raíz a la parte aérea esta suscitada por la acción concertada de las proteínas HKT (descarga xilemática) y de SOS1 (carga xilemática) (ver figura 13), aunque todavía no se comprende claramente el mecanismo regulatorio que facilita dicha coordinación (Pardo y Rubio, 2011).

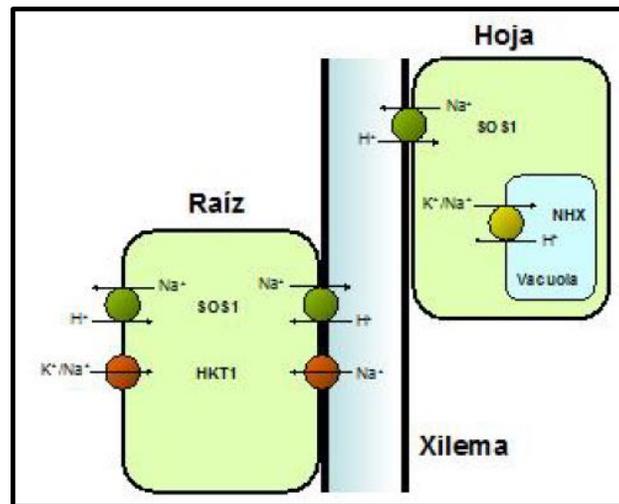


Figura 13. Modelo del funcionamiento de la Proteína SOS1 y HTPK (Leidi *et al.*, 2016).

Finalmente, se encontró que la especie *V. sativa* presentó una óptima capacidad de fitodesalinización (PHD) en los tratamientos a 7.12 y 10.8 dS m^{-1} , al lograr una extracciones de Na^+ con valores de 36.3 y 40.4 kg por hectárea, respectivamente.

Estudios recientes han utilizado plantas halófitas como *S. portulacastrum*, y se han reportado capacidades de fitodesalinización que fluctúan de 1 a 2.5 toneladas por hectárea (Rabhi *et al.*, 2015; Zorrig *et al.*, 2012) lo que representaría una capacidad superior para extraer Na⁺ que oscilaría entre 2500 y 6250% de lo que es capaz de extraer la especie *V. sativa* por hectárea.

CONCLUSIONES

Se confirma que la especie *V. sativa* es tolerante a la salinidad en un nivel de 10.8 dS m^{-1} , ya que la planta no presentó reducciones en la absorción de agua en los brotes conforme se incrementaron los niveles salinos propuestos en los tratamientos.

Las altas concentraciones de Na^+ encontradas tanto en el tallo como en las hojas, confirmaron que puede ser ampliamente utilizada para la fitorremediación de suelos con problemas de salinidad en niveles moderadamente salinos; lo que a su vez se ratificó cuando se halló que la especie *V. sativa* cuenta con una óptima capacidad de fitodesalinización a 7.12 y 10.8 dS m^{-1} . Además de aportar otros beneficios al suelo después de su cosecha, como es el mejoramiento de sus características químicas, las cuales se reflejaron en el pH del suelo, la reducción de la conductividad eléctrica (CE), la relación de adsorción de sodio (RAS) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

DISCUSIÓN INTEGRADORA

Las especies forrajeras en el noroeste de Michoacán son el sustento fundamental de los sistemas ganaderos tradicionales (Moreno *et al.*, 2012). Sin embargo, el incremento de las zonas agrícolas cultivables han impulsado a estos sistemas a moverse hacia áreas menos productivas, muchas de las cuales presentan problemas de escasez de agua y el aumento de salinidad y sodicidad, principalmente por el recurrente uso de agua subterránea de mala calidad (Silva *et al.*, 2006). Una solución alternativa a dicho desafío es la fitorremediación (Ashraf *et al.*, 2010; Qadir *et al.*, 2006). La cual ha sido implementada en zonas áridas y semiáridas, como es el caso de la zona de estudio, con plantas halófitas (Rafati *et al.*, 2011; Qadir *et al.*, 2006). Sin embargo, en el presente estudio se utilizaron especies halotolerantes y glicófitas comúnmente empleadas en esta zona.

La investigación se realizó en dos etapas, en la primera se analizaron siete semillas forrajeras en su fase de imbibición y germinación, mientras que en la segunda se analizó el potencial fitodesalinizador de una de ellas, a partir del desempeño observado en la primera etapa, para fitodesalinizar un suelo modelo.

En la fase de imbibición las semillas *C. arietinum*, *A. sativa* y *C. nlemfuensis* presentaron diferencias significativas en los tratamientos con menor concentración de salinidad respecto a sus testigos, mientras que en el caso de las especies *H. vulgare*, *L. perenne*, *V. sativa* y *M. sativa* se observaron dichas diferencias en los tratamientos con mayor salinidad, lo cual demostró que éstas últimas, poseen una mayor capacidad tanto para retener agua como para reducir las afectaciones en la integridad de sus membranas y demás mecanismos fisiológicos relacionados con los primeros ciclos de división y diferenciación celular que se suscitan en el embrión, hecho que posteriormente se vio reflejado durante la fase de germinación (Tester y Davenport, 2003; Murillo *et al.*, 2001).

Según, Hernández et al. (2015), esta respuesta diferenciada entre especies, pudiera ser debido a que cada genotipo requiere de un porcentaje crítico de agua para su germinación, derivadas de la dependencia de la naturaleza química de sus compuestos de reservas y estructurales.

Mientras que Mansour y Salama (2004), han señalado que tanto la composición y/o estructura lipídica como la viscosidad citoplasmática de cada especie son factores clave en la preservación de la integridad de la membrana plasmática.

Señalamientos que de manera conjunta explicarían porque *H. vulgare*, *L. perenne* y *V. sativa* lograron una alta tasa de germinación en las concentraciones de salinidad más elevadas.

Al concluir la primera etapa del proyecto y conocer con certeza que especies presentan un buen desempeño en la fase de imbibición y germinación después de someterlas a diferentes condiciones de estrés salino, se procedió a utilizar tres leguminosas para la segunda etapa en invernadero, (*C. arretinum*, *M. sativa* y *V. sativa*). Sin embargo, es importante mencionar que sólo la especie *V. sativa* logró sobrevivir 120 días en concentraciones salinas de 5.3, 7.12 y 10.8 dS m⁻¹ y mostrar altas concentraciones de Na⁺ tanto en el tallo como en las hojas (ver figura 14), además de mejorar algunos parámetros químicos del suelo, como son el pH, ECe, RAS y PSI (ver artículo 2).



Figura 14. Efectos morfológicos observados en las especies por salinidad

La especie *V. sativa* demostró que tiene el potencial de fitodesalinizar 36.3 y 40.4 kg por hectárea en suelos bajo ECe de 7.12 y 10.8 dS m⁻¹, respectivamente; lo cual se confirma que cumple con el principio de la fitodesalinización, que es el de proporcionar dos o más usos benéficos simultáneamente (alimento para ganado y fitodesalinizadora), ya que lo que se busca es hacer los cultivos extensivos sustentables.

CONCLUSIONES GENERALES

En condiciones *in vitro* de imbibición, las especies *H. vulgare*, *L. perenne* y *V sativa* fueron las únicas en mostrar una respuesta diferencial en los tratamientos salinos más altos, hecho que posteriormente se vio reflejado tanto en su capacidad germinativa como en el tamaño de su radícula e hipocótilo; hecho que confirmó, la tolerancia que presentan éstas especies al ser sometidas a elevados niveles de concentración salina.

En condiciones de invernadero, la especie *V. sativa* mostró una mayor acumulación de Na^+ tanto en el tallo como en las hojas en los tratamientos de mayor conductividad eléctrica; lo cual confirmó su potencial fitorremediador para suelos con problemas de salinidad en niveles moderados, al presentar una capacidad de fitodesalinización de 36.3 y 40.4 kg de Na^+ por hectárea, a 7.12 y 10.8 dS m^{-1} , respectivamente.

Por tanto se afirma que la especie *V. sativa* es una especie con potencial para fitorremediar suelos salinos agrícolas.

BIBLIOGRAFÍA

1. Abbasi, A. R., Sarvestani, R., Mohammadi, B., & Bagheri, A. (2014). Drought stress-induced changes at physiological and biochemical levels in some common vetch (*Vicia sativa* L.) genotypes. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 16(3), 505-516.
2. Abdel-Haleem, H. A. (2004). Genetics and mapping of quantitative trait loci of feed quality-related traits in barley (*Hordeum vulgare* L.) (Doctoral dissertation, Montana State University-Bozeman, College of Agriculture).
3. Africano Pérez, K. L. y Pinzón Sandoval, E. H. 2015. Comportamiento fisiológico de plantas de rábano (*Raphanus sativus* L.) sometidas a estrés por salinidad. *Conexión Agropecuaria JDC*. 4(2): 11-22
4. Ahmed, A. K., & Johnson, K. A. (2014). Turner Review No. 3. Horticultural development of Australian native edible plants. *Australian Journal of Botany*, 48(4), 417-426.
5. Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
6. Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I., & Garbisu, C. (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(1), 71-90.
7. Allen, S.E. (1989) Analysis of vegetation and other organic materials. pp. 46-61 in Allen, S.E. (Ed.) *Chemical analysis of ecological materials*. London, Blackwell Scientific Publications.
8. Almansouri, M., Kinet, J.-M. & Lutts, S. (2001) Effect of salt and osmotic stresses on germination in durum wheat (*Triticum durum* Desf.). *Plant Soil*, 231, 245-256.
9. Apel, K., & Hirt, H. (2004). Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 55, 373-399.
10. Apse, M. P., & Blumwald, E. (2007). Na⁺ transport in plants. *FEBS letters*, 581(12), 2247-2254.
11. Ashraf, M. Y., Ashraf, M., Mahmood, K., Akhter, J., Hussain, F., & Arshad, M. (2010). Phytoremediation of saline soils for sustainable agricultural productivity. In *Plant Adaptation and Phytoremediation* (pp. 335-355). Springer Netherlands.

12. Ashraf, M., Athar, H. R., Harris, P. J. C., & Kwon, T. R. (2008). Some prospective strategies for improving crop salt tolerance. *Advances in Agronomy*, 97, 45-110.
13. Aslam, M., and Prathapar, S. A. (2006). "Strategies to Mitigate Secondary Salinization in the Indus Basin of Pakistan: A Selective Review. Research Report 97." International Water Management Institute (IWMI), Colombo, Sri Lanka
14. Baert, J., & Van Waes, C. (2014, September). Improvement of the digestibility of tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) inspired by perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). In *EGF at 50: The future of European grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014.* (pp. 172-174). IBERS, Aberystwyth University.
15. Baldock, J. O., Higgs, R. L., Paulson, W. H., Jackobs, J. A., & Shrader, W. D. (1981). Legume and mineral N effects on crop yields in several crop sequences in the Upper Mississippi Valley. *Agronomy Journal*, 73(5), 885-890.
16. Balibrea, M. E., Santa Cruz, A. M., Bolarín, M. C., & Pérez-Alfocea, F. (1996). Sucrolytic activities in relation to sink strength and carbohydrate composition in tomato fruit growing under salinity. *Plant Science*, 118(1), 47-55.
17. Barkla, B., Vera, R., Balderas, E., & Pantoja, O. (2008). Mecanismos de tolerancia a la salinidad en plantas. Una ventana al quehacer científico. México, DF: Instituto de Biotecnología, UNAM, 263-272.
18. Bedard, D. L., & May, R. J. (1995). Characterization of the polychlorinated biphenyls in the sediments of Woods Pond: evidence for microbial dechlorination of Aroclor 1260 in situ. *Environmental science & technology*, 30(1), 237-245.
19. Bernstein, L. (1963). Osmotic adjustment of plants to saline media. II. Dynamic phase. *American Journal of Botany*, 360-370.
20. Bohnert H.J., Nelson, D.E., & Jensen, R.J. (1995) Adaptation to environmental stress. *Plant Cell* 7:1099-1011.
21. Bonales-Alatorre, E., Pottosin, I., Shabala, L., Chen, Z. H., Zeng, F., Jacobsen, S. E., & Shabala, S. (2013). Differential activity of plasma and vacuolar membrane transporters contributes to genotypic differences in salinity tolerance in a halophyte species, *Chenopodium quinoa*. *International journal of molecular sciences*, 14(5), 9267-9285.

22. Bui, E. N. (2013). Soil salinity: a neglected factor in plant ecology and biogeography. *Journal of Arid Environments*, 92, 14-25.
23. Bunning, S. & Lane, A. (2003): Proposed framework for indicators of biodiversity, land and socio-economic condition. In: Extract of a paper on Selection and Use of Indicators and Methods for Assessing Biodiversity and Land Condition conducted as part of a Stocktaking of Biodiversity Issues in the Context of the Land Degradation Assessment of Drylands (LADA), 11 pp.
24. Cai, X., McKinney, D. C., & Rosegrant, M. W. (2003). Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. *Agricultural Systems*, 76(3), 1043-1066.
25. Cakmak, I. 2014. Major functions of calcium and magnesium in crop plants. In *World Fertilizer Congress* (16): 30.
26. Carillo, P., Annunziata, M. G., Pontecorvo, G., Fuggi, A., & Woodrow, P. (2011). Salinity stress and salt tolerance.
27. Carpena, R. O., & Bernal, M. P. (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Revista Ecosistemas*, 16(2).
28. Carr, P. M., Horsley, R. D., & Poland, W. W. (2004). Barley, oat, and cereal-pea mixtures as dryland forages in the northern great plains. *Agronomy Journal*, 96(3), 677-684.
29. Casierra Posada, F.; Ebert, G. and Lüdders, P. 2000. Salinity effect of sodium chloride on nutrient balance in lulo plants (*Solanum quitoense* L.). *Agronomía Colombiana*, 17(1/3): 85-90.
30. Casierra-Posada, F., & García, N. (2005). Crecimiento y distribución de materia seca en cultivares de fresa (*Fragaria* sp.) bajo estrés salino. *Agronomía Colombiana*, 23(1), 83-89.
31. Casierra-Posada, F., & Rodríguez, S. (2006). Tolerancia de plantas de feijoa (*Acca sellowiana* [Berg] Burret) a la salinidad por NaCl. *Agron. Colomb*, 24(2), 258-265.
32. Cassaniti, C., Romano, D., Hop, M. E. C. M., & Flowers, T. J. (2013). Growing floricultural crops with brackish water. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 165-175.

33. Cavallottí, V.B A.; B. Ramírez; F. E. Martínez; C.F Marcof y A. Cesín (coordinadores) (2011). La ganadería ante el agotamiento de los paradigmas dominantes, vol 2. Departamento de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chapingo, México. pp 34, 38, 40-42.
34. Cerda, E. R., Nuncio, R. A. A., Montemayor-Trejo, J. A., Hernández, M. F., Ramírez, J. O., & Gamboa, J. C. V. (2007). Aprovechamiento y mejoramiento de un suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. *Técnica Pecuaria en México*, 45(1), 19-24.
35. Chanda, S., Rakholiya, K., & Nair, R. (2011). Antimicrobial activity of *Terminalia catappa* L. leaf extracts against some clinically important pathogenic microbial strains. *Chinese Medicine*, 2(04), 171.
36. Chavez, L. & Álvarez, A. (2011). Título: La selección de variedades tolerantes. Una alternativa para la rehabilitación de suelos afectados por la salinidad. Title: The selection of tolerant varieties: an alternative for the rehabilitation of salt affected soils. *Revista Granma Ciencia*. Vol, 15(3).
37. Chengrui, M., & Dregne, H. E. (2001). Review article: Silt and the future development of China's Yellow River. *The Geographical Journal*, 167(1), 7-22.
38. Cheraghi, S. A. M. (2004). Institutional and scientific profiles of organizations working on saline agriculture in Iran. In "Prospects of Saline Agriculture in the Arabian Peninsula" (F. K. Taha, S. Ismail, and A. Jaradat, Eds.), pp. 399-412. Proceedings of the International Seminar on Prospects of Saline Agriculture in the GCC Countries, March 18-20, 2001, Dubai, United Arab Emirates.
39. Chinnusamy V. y A. Jagen dorf. (2005). Understanding and improving salt tolerance in plants. *Crop Sci*. 45:437-448.
40. Chowdhury, S., Bala, N. N., & Dhauria, P. (2012). Bioremediation-a natural way for cleaner environment. *IJPCBS*, 2, 600-611.
41. Cochrane, T. T., & Cochrane, T. A. (2005). Osmotic potential properties of solutes common in the soil-plant solution continuum. *Soil science*, 170(6), 433-444.
42. Colunga, G. B., Villa-Méndez, C. I., Tzintzun-Rascón, R., Tena-Martínez, M. J., & Val-Arreola, D. (2009). La caracterización socioeconómica de los sistemas campesinos de producción en pequeña escala de la cuenca lechera Morelia-Alvaro Obregón, Michoacán. *Hijos*, 10(4), 4.

43. De la Garza, G. J. L. (1996). *Fitopatología general*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León. 515 p.
44. De la Tejera-Hernández, B., & García-Barrios, R. (2008). Agricultura y estrategias de formación de ingreso campesinas en comunidades indígenas forestales oaxaqueñas. *Instituciones y Desarrollo: Ensayos sobre la Complejidad del Campo Mexicano*, 65-103.
45. de Vos, A. C., Broekman, R., de Almeida Guerra, C. C., van Rijsselberghe, M., & Rozema, J. (2013). Developing and testing new halophyte crops: A case study of salt tolerance of two species of the Brassicaceae, *Diplotaxis tenuifolia* and *Cochlearia officinalis*. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 154-164.
46. Doty, S. L., Shang, T. Q., Wilson, A. M., Tangen, J., Westergreen, A. D., Newman, L. A. & Gordon, M. P. (2000). Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(12), 6287-6291.
47. Dua, M., Singh, A., Sethunathan, N., & Johri, A. (2002). Biotechnology and bioremediation: successes and limitations. *Applied microbiology and biotechnology*, 59(2-3), 143-152.
48. Dzwowela, B. H., Kumwenda, M. S. L., Msiska, H. D. C., Hodges, E. M., & Gray, R. C. (1990). Seasonal trends in forage dry matter production of some improved pastures and animal performance in relation to chemical composition in Malawi. *Animal Feed Science and Technology*, 28(3), 255-266.
49. Flowers, T. J., & Colmer, T. D. (2008). Salinity tolerance in halophytes*. *New Phytologist*, 179(4), 945-963.
50. Flowers, T. J., Galal, H. K., & Bromham, L. (2010). Evolution of halophytes: multiple origins of salt tolerance in land plants. *Functional Plant Biology*, 37(7), 604-612.
51. Food and Agriculture Organization (FAO). 2002. The salt of the earth: hazardous for food production. Food and Agriculture Organization. In: <http://www.fao.org/worldfoodsummit/spanish/newsroom/focus/focus1.htm>; consulta: julio 2014
52. Gallagher, J. L. (1985). Halophytic crops for cultivation at seawater salinity. *Plant and Soil*, 89(1-3), 323-336.

53. García, H. L. A., V. A. Aguilar, G. A. Luévano y M. A. Cabral. 2005. La globalización productiva y comercial de leche y sus derivados. Articulación de la ganadería intensiva lechera de la comarca lagunera. Plaza y Valdés (Ed.). México.
54. García, J. S., Castillo, R. R., Estrada, S. O., & Díaz, S. L. (2002). Lake Chapala and the Cienega aquifer: Chemical evidence of hydraulic communication. *GEOFISICA INTERNACIONAL-MEXICO-*, 41(1), 63-73.
55. García-Morales, S., Trejo-Téllez, L. I., Gómez-Merino, F. C., & Espinosa-Victoria, D. (2012). Growth inhibition and changes in nutrient accumulation in cucumber plants under salinity conditions. *Acta horticulturae*.
56. Garry, B., O'Donovan, M., Boland, T. M., Lewis, E., Hopkins, A., Collins, R. P. & Robson, P. R. H. (2014). Dry matter intake and in vivo digestibility of four perennial ryegrass cultivars. In *EGF at 50: The future of European grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014.* (pp. 628-630). IBERS, Aberystwyth University.
57. Gerhardt, K. E., Huang, X. D., Glick, B. R., & Greenberg, B. M. (2009). Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. *Plant Science*, 176(1), 20-30.
58. Ghassemi, F., Jakeman, A. J., & Nix, H. A. (1995). *Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies.* CAB international.
59. Glenn, E., Miyamoto, S., Moore, D., Brown, J.J., Thompson, T.L., & Brown, P. (1997). Water requirements for cultivating *Salicornia bigelovii* Torr. with seawater on sand in a coastal desert environment. *Journal of Arid Environments* 36(4), 711-730.
60. Glenn, E.P., Brown, J.J. & Blumwald, E. (1999). Salt tolerance and crop potential of halophytes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18(2), 227-255.
61. Glenn, E.P., O'Leary, J.W., Watson, M.C., Thompson, T.L., & Kuehl, R.O. (1991). *Salicornia bigelovii* Torr: an oilseed halophyte for seawater irrigation. *Science*, 251, 1065-1067.
62. González, L. M. (2013). Reseña bibliográfica Apuntes sobre la fisiología de las plantas cultivadas bajo estrés de salinidad. *Cultivos Tropicales*, 23(4), 47-57.
63. González, L. M., Ramírez, R., & Aguilera, R. (2002). Los suelos salinizados y su utilización en la producción agrícola. *Alimentaria*, (339), 103-107.

64. Gonzalez-Guzman, M., Apostolova, N., Belles, J.M., Barrero, J.M., Piqueras, P., Ponce, M.R., Micol, J.L., Serrano, R., & Rodriguez, P.L. (2002) The short-chain alcohol dehydrogenase ABA2 catalyzes the conversion of xanthoxin to abscisic aldehyde. *Plant Cell*, 14, 1833-1846.
65. Gorbunov, N. I., Yudina, L. P., & Zarubina, T. G. (1982). Activity of sodium, calcium and hydrogen ions in Solonchic soils and Chernozems. *Soviet Soil Science*, 14(6): 62-71.
66. Gul, B. & Khan, M. A. (1998). Population characteristics of the coastal halophyte *Arthrocnemum macrostachyum*. *Pak. J. Bot.*, 30(2), 189-197.
67. Gulzar, S. A. L. M. A. N., Khan, M. A., Ungar, I. A. & Liu, X. (2005). Influence of salinity on growth and osmotic relations of *Sporobolus ioclados*. *Pak. J. Bot.*, 37(1), 119-129.
68. Gupta, R. K., & Abrol, I. P. (2000). Salinity build-up and changes in the rice-wheat system of the Indo-Gangetic Plains. *Experimental Agriculture*, 36(02), 273-284.
69. Hamdi, H., Benzarti, S., Aoyama, I., & Jedidi, N. (2012). Rehabilitation of degraded soils containing aged PAHs based on phytoremediation with alfalfa (*Medicago sativa* L.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 67, 40-47.
70. Hamed, K. B., Castagna, A., Salem, E., Ranieri, A., & Abdelly, C. (2007). Sea fennel (*Crithmum maritimum* L.) under salinity conditions: a comparison of leaf and root antioxidant responses. *Plant Growth Regulation*, 53(3), 185-194.
71. Hameed, A., & Khan, M. A. (2011). Halophytes: biology and economic potentials. *Karachi University Journal of Science*, 39(1), 40-44.
72. Hasanuzzaman, M., Nahar, K., Alam, M. M., Bhowmik, P. C., Hossain, M. A., Rahman, M. M., & Fujita, M. (2014). Potential Use of Halophytes to Remediate Saline Soils. *BioMed research international*, 2014.
73. He, Z. L., & Yang, X. E. (2007). Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Zhejiang University Science B*, 8(3), 192-207.
74. He, Z., Ruana, C., Qin, P., Seliskar, D.M., & Gallagher, J.L. (2003). *Kosteletzkya virginica*, a halophytic species with potential for agroecotechnology in Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering* 21, 271-276.

75. Hendricks, R. C., & Bushnell, D. M. (2008, February). Halophytes energy feedstocks: back to our roots. In 12th International Symposium on Transport Phenomena and Dynamics of rotating Machinery, Honolulu, Hawaii. February 17-22, 2008, 1-11. ISROMAC12-2008-20241
76. Hendricks, R. C., Bushnell, D. M., & Shouse, D. T. (2011). Aviation fueling: a cleaner, greener approach. International Journal of Rotating Machinery, 2011.
77. Herczeg, A. L., Dogramaci, S. S., & Leaney, F. W. J. (2001). Origin of dissolved salts in a large, semi-arid groundwater system: Murray Basin, Australia. Marine and Freshwater Research, 52(1), 41-52.
78. Hernández Avera, Y., & Soto Pérez, N. (2014). Salinidad en la soya (*Glycine max* (L.) Merrill) y avances en el estudio de los mecanismos de tolerancia. Cultivos Tropicales, 35(2), 60-71.
79. Hernández, M., & Pereira, E. (1981). Pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis*). Pastos y Forrajes, 4(2), 121-135.
80. Herppich, W. B., Huyskens-Keil, S., & Schreiner, M. (2012). Effects of saline irrigation on growth, physiology and quality of *Mesembryanthemum crystallinum* L., a rare vegetable crop. Journal of Applied Botany and Food Quality, 82(1), 47-54.
81. Hill, G. M., Gates, R. N., & Burton, G. W. (1993). Forage quality and grazing steer performance from Tifton 85 and Tifton 78 bermudagrass pastures. Journal of animal science, 71(12), 3219-3225.
82. Ho, M-W., & Cummins, J. (2009). Saline agriculture to feed and fuel the world institute for science in society, ISIS Report 24/02/09, The Institute of Science in Society, London, UK, 2009, <http://www.i-sis.org.uk/SalineAgriculture.php>.
83. Hollington, P.A., Hussain, Z., Kahlow, M.A. & Abdullah, M. (2001). Success stories in saline agriculture in Pakistan: from research to production and development. BAC Saline Agriculture Conference: March, 19-21, 2001.
84. Ippolito, J. A., Redente, E. F., & Barbarick, K. A. (2005). Amendment effects on pH and salt content of bauxite residue. Soil science, 170(10), 832-841.
85. Isla, R. (2004). Efectos de la salinidad de los suelos sobre los cultivos de cebada (*Hordeum vulgare* L.). Análisis de caracteres morfo-fisiológicos y su relación con la

- tolerancia a la salinidad (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral. Universidad de Lleida. Salamanca. España).
86. Jain, R. K., Kapur, M., Labana, S., Lal, B., Sarma, P. M., Bhattacharya, D., & Thakur, I. S. (2005). Microbial diversity: Application of micro-organisms for the biodegradation of xenobiotics. *Current science*, 89(1), 101-112.
 87. Jorgensen, K. S. (2007). In situ bioremediation. *Advances in applied microbiology*, 61, 285-305.
 88. Juwarkar, A. A., Singh, S. K., & Mudhoo, A. (2010). A comprehensive overview of elements in bioremediation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 9(3), 215-288.
 89. Kant, S., Kant, P., Raveh, E., & Barak, S. (2006). Evidence that differential gene expression between the halophyte, *Thellungiella halophila*, and *Arabidopsis thaliana* is responsible for higher levels of the compatible osmolyte proline and tight control of Na⁺ uptake in *T. halophila*. *Plant, Cell & Environment*, 29(7), 1220-1234.
 90. Karami, A., & Shamsuddin, Z. H. (2010). Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology*, 9(25), 3689-3698.
 91. Khan, M. A., & Ansari, R. (2008). Potential use of halophytes with emphasis on fodder production in coastal areas of Pakistan. In *Biosaline agriculture and high salinity tolerance* (pp. 157-162). Birkhäuser Basel.
 92. Khan, M. A., & Qaiser, M. (2006). Halophytes of Pakistan: Distribution, Ecology, and Economic Importance In: MA Khan, HJ Barth, GC Kust, B Boer (eds): *Sabkha Ecosystems: vol. II: The South and Central Asian Countries*.
 93. Khan, M. A., Ungar, I. A., & Showalter, A. M. (2000). Effects of salinity on growth, water relations and ion accumulation of the subtropical perennial halophyte, *Atriplex griffithii* var. *stocksii*. *Annals of Botany*, 85(2), 225-232.
 94. Khoei, J. K., Farmohammadi, S., Noori, A. S., & Padash, A. Bioremediation; a nature-based approach towards having a healthier environment. *Annals of Biological Research*, 2013, 4 (2):43-46.
 95. Koyro, H. W., & Lieth, H. (2008). Global water crisis: the potential of cash crop halophytes to reduce the dilemma. In *Mangroves and Halophytes: Restoration and Utilisation* (pp. 7-19). Springer Netherlands.

96. Koyro, H. W., Geißler, N., Hussin, S., & Huchzermeyer, B. (2009). Survival at extreme locations: life strategies of halophytes; salinity and water stress. *Improving Crop Efficiency (Tasks for Vegetation Science)*. Springer Science, Germany, 44, 167-177.
97. Koyro, H. W., Khan, M. A., & Lieth, H. (2011). Halophytic crops: a resource for the future to reduce the water crisis. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 23(1), 1-16.
98. Kreeb, K (1974). "Plants in saline habitats," *Naturwissenschaften*, vol. 61, no. 8, pp. 337-343.
99. Krupskiy, N. K., Chausova, L. A., & Aleksandrova, A. N. (1983). Levels of sodium and calcium activity and their correlation in low-sodium Solonetz soils. *Soviet Soil Science*, 15(5): 75-83.
- Ksouri, R., Falleh, H., Megdiche, W., Trabelsi, N., Mhamdi, B., Chaieb, K., ... & Abdelly, C. (2009). Antioxidant and antimicrobial activities of the edible medicinal halophyte *Tamarix gallica* L. and related polyphenolic constituents. *Food and Chemical Toxicology*, 47(8), 2083-2091.
100. Ksouri, R., Megdiche, W., Falleh, H., Trabelsi, N., Boulaaba, M., Smaoui, A., & Abdelly, C. (2008). Influence of biological, environmental and technical factors on phenolic content and antioxidant activities of Tunisian halophytes. *Comptes rendus biologies*, 331(11), 865-873.
101. Kurth, E., Jensen, A. and Epstein, E. (1986) Resistance of fully imbibed tomato seeds to very high salinities. *Plant Cell Environ.* 9, 667-676.
102. Lægdsmand, M., de Jonge, L. W., & Moldrup, P. (2005). Leaching of colloids and dissolved organic matter from columns packed with natural soil aggregates. *Soil Science*, 170(1), 13-27.
103. Leidi, E. O., Quintero, F. J., Cubero, B., Mendoza, I., & Manuel, J. (2016). *Boletin de la SEVF*, 26.
104. Levitt, J. (1980). Responses of plants to environmental stresses. Volume II. Water, radiation, salt, and other stresses (No. Ed. 2). Academic Press. 607 pp.
105. Liang, Y., Si, J., Nikolic, M., Peng, Y., Chen, W., & Jiang, Y. (2005). Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(6), 1185-1195.

106. Liu, X. Z., Wang, C. Z., Su, Q., & Li, C. K. (2012). The potential resource of halophytes for developing bio-energy in China coastal zone. *Journal of Agriculture and Food Science Research*, 1, 44-51.
107. Lokhande, V. H., & Suprasanna, P. (2012). Prospects of halophytes in understanding and managing abiotic stress tolerance. In *Environmental adaptations and stress tolerance of plants in the era of climate change* (pp. 29-56). Springer New York.
108. Lokhande, V. H., Nikam, T. D., & Suprasanna, P. (2009). *Sesuvium portulacastrum* (L.) L. a promising halophyte: cultivation, utilization and distribution in India. *Genetic resources and crop evolution*, 56(5), 741-747.
109. Maas, E. V. (1990). Crop salt tolerance. En: *Agricultural salinity assessment and managements*. K. K. Tanji ed. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice n°. 71. Nueva York. p. 262-304
110. Maas, E. V. (1986). Salt tolerance of plants. *Applied agricultural research (USA)*, 1:12-26.
111. Maas, E. V., & Hoffman, G. J. (1977). Crop Salt Tolerance\Current Assessment. *Journal of the irrigation and drainage division*, 103(2), 115-134.
112. Maas, E. V., & Nieman, R. H. (1978). Physiology of plant tolerance to salinity. *Crop tolerance to suboptimal land conditions, (croptoleranceto)*, 277-299.
113. Maat, G. J. R. (2004). Scurvy in adults and youngsters: the Dutch experience. A review of the history and pathology of a disregarded disease. *International Journal of Osteoarchaeology*, 14(2), 77-81.
114. Magallón I, J. P. Sandoval, Martínez, A. E., & Torres, D. G. (2015). Efecto de la aplicación de un vermicompost en las propiedades químicas de un suelo salino-sódico del semiárido venezolano. *Acta Agronómica*, 64(4), 315-320.
115. Mahajan, S., & Tuteja, N. (2005). Cold, salinity and drought stresses: an overview. *Archives of biochemistry and biophysics*, 444(2), 139-158.
116. Manchanda, G., & Garg, N. (2008). Salinity and its effects on the functional biology of legumes. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30(5), 595-618.
117. Manzano, J. I., Rivera, P., Briones, F. & Zamora, C. (2014). Rehabilitación de suelos salino-sódicos: estudio de caso en el distrito de riego 086, Jiménez, Tamaulipas, México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 32(3), 211-220.

118. Masters, D. G., Benes, S. E., & Norman, H. C. (2007). Biosaline agriculture for forage and livestock production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119(3), 234-248.
119. Medina, A., Vassilev, N., Alguacil, M. M., Roldán, A., & Azcón, R. (2004). Increased plant growth, nutrient uptake, and soil enzymatic activities in a desertified Mediterranean soil amended with treated residues and inoculated with native mycorrhizal fungi and a plant growth-promoting yeast. *Soil science*, 169(4), 260-270.
120. Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., & Naidu, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment International*, 37(8), 1362-1375.
121. Meira, M., Silva, E. P. D., David, J. M., & David, J. P. (2012). Review of the genus *Ipomoea*: traditional uses, chemistry and biological activities. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(3), 682-713.
122. Mesjasz-Przybylowicz, J., Nakonieczny, M., Migula, P., Augustyniak, M., Tarnawska, M., Reimold, W.U., Koeberl, C., Przybylowicz, W., Glowacka, E., (2004). Uptake of cadmium, lead nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biologica cracoviensia series Botanica*, 46, 75-85.
123. Mislevy, P. (2002). Stargrass. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, USA.
124. Moghaieb, R. E., Saneoka, H., & Fujita, K. (2004). Effect of salinity on osmotic adjustment, glycinebetaine accumulation and the betaine aldehyde dehydrogenase gene expression in two halophytic plants, *Salicornia europaea* and *Suaeda maritima*. *Plant science*, 166(5), 1345-1349.
125. Mogollón, J. P., Martínez, A., & Rivas, W. (2014). Degradación química de suelos agrícolas en la Península de Paraguaná, Venezuela. *Suelos Ecuatoriales*, 44(1), 22-28.
126. Monson, W. G., & Burton, G. W. (1982). Harvest frequency and fertilizer effects on yield, quality, and persistence of eight bermudagrasses. *Agronomy Journal*, 74(2), 371-374.

127. Moradi, F., & Ismail, A. M. (2007). Responses of photosynthesis, chlorophyll fluorescence and ROS-scavenging systems to salt stress during seedling and reproductive stages in rice. *Annals of Botany*, 99(6), 1161-1173.
128. Moreno, A., Moreno, M. M., Ribas, F., & Cabello, M. J. (2002). Influencia de distintas dosis de siembra sobre el rendimiento de la cebada (*Hordeum vulgare* L.) para su aplicación en cultivo ecológico.
129. Moreno-García, A., Herrera-Arreola, G., Carrión-Gutiérrez, M., Álvarez-Bernal, D., Pérez-Sánchez, R. E., & Ortiz-Rodríguez, R. (2012). Caracterización y modelación esquemática de un sistema familiar de bovinos productores de leche en la Ciénega de Chapala, México. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 20.
130. Mukhopadhyay, S., & Maiti, S. K. (2010). Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *Global Journal of Environmental Research*, 4(3), 135-150.
131. Munns, R. (2002). Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, cell & environment*, 25(2), 239-250.
132. Munns, R., & Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59, 651-681.
133. Naees, M., Ali, Q., Shahbaz, M., & Ali, F. (2011). Role of rhizobacteria in phytoremediation of heavy metals: an overview. *Int Res J Plant Sci*, 2, 220-232.
134. Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K., & Chiemchaisri, C. (2006). Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management*, 26(12), 1357-1369.
135. Nambiar, V. S., Dhaduk, J. J., Sareen, N., Shahu, T., & Desai, R. (2011). Potential Functional Implications of Pearl millet (*Pennisetum glaucum*) in Health and Disease. *Journal of Applied Pharmaceutical Science* 01 (10), 62-67.
136. Nasim, M., Qureshi, R. H., Saqib, M., Aziz, T., Nawaz, S., Akhtar, J., & Anwar-ul-Haq, M. (2007). Properties of salt affected soil under *Eucalyptus camaldulensis* plantation in field conditions. *Pak. J. Agri. Sci*, 44, 3.
137. Niu, G., & Cabrera, R. I. (2010). Growth and physiological responses of landscape plants to saline water irrigation: A review. *HortScience*, 45(11), 1605-1609.

138. Norma Oficial Mexicana. 2000. NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. Diario Oficial de la Federación del 14 de febrero de 2001. p. 17.
139. Norman, H.C., Masters D.G., Wilmot, M.G., & Rintoul, A.J. (2008). Effect of supplementation with grain, hay or straw on the performance of weaner Merino sheep grazing old man (*Atriplex nummularia*) or river (*Atriplex amnicola*) saltbush. *Grass and Forage Science* 63,179-192.
140. Orozco-Martínez, R., Del-Val, E. K., Lindig-Cisneros, R., Paz, H., Quesada, M., & de la Barrera, E. (2012). Evaluation of three organic fertilizers for growing the widely cultivated crop *Cucurbita pepo* L. *African Journal of Agricultural Research*, 7(7), 1087-1097.
141. Ortega, L., & González, B. (1990). Efecto de la fertilización nitrogenada y frecuencia de corte sobre los rendimientos de materia seca y valor nutritivo del pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis*). *Rev. Fac. Agron.(LUZ)*, 7(4), 217.
142. Ortiz-Hernández, M. L., Rodríguez, A., Sánchez-Salinas, E., & Castrejón-Godínez, M. L. (2014). Bioremediation of Soils Contaminated with Pesticides: Experiences in Mexico. In *Bioremediation in Latin America* (pp. 69-99). Springer International Publishing.
143. Ortiz-Solorio, C. (2002). Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1: 250 000. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales/Colegio de Postgraduados, Montecillo.
144. Oster, J. D., & Wichelns, D. (2003). Economic and agronomic strategies to achieve sustainable irrigation. *Irrigation Science*, 22(3-4), 107-120.
145. Otero, L., Cintra, M., Curbelo, R., y Otros (2002): Parámetros de los indicadores más importantes que definen el mejoramiento de la productividad de los suelos salinos de Cuba. Informe final de Proyecto Ramal de Suelos PR-05, 170 pp, 148 Tablas y 23 Figuras
146. Otero, L., Francisco, A., Gálvez, V., Morales, R., Sánchez, I., Labaut, M., & Rivero, L. (2008). Caracterización y evaluación de la salinidad. 9 pp.
147. Otero, I., Valdes, M., Curbelo, R., Galvez, V., Navarro, N., Francisco, A. & Laguardia, T. (2003): Manual para evaluar los resultados de la concentración de iones

- en el extracto 1:5 de suelos afectados por sales con vistas a su caracterización y mejoramiento. Certificación de Depósito Legal Facultativo de obras protegidas. Registro 1256 - 2003. CENDA
148. Pablo-Pérez, M.; Lagunes-Espinoza, L. D. C.; López-Upton, J.; Ramos-Juárez, J. y Aranda-Ibáñez, E. 2013. Morfometría, germinación y composición mineral de semillas de *Lupinus silvestres*. *Bioagro*. 25(2): 101-108.
 149. Padmavathiamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1-4), 105-126.
 150. Pant, H. K., Mislevy, P., & Rechcigl, J. E. (2004). Effects of Phosphorus and Potassium on forage Nutritive value and quantity. *Agronomy Journal*, 96(5), 1299-1305.
 151. Panta, S., Flowers, T., Lane, P., Doyle, R., Haros, G., & Shabala, S. (2014). Halophyte agriculture: success stories. *Environmental and Experimental Botany*.
 152. Pardeller, M., Schäufele, R., Pramsohler, M., Peratoner, G., Hopkins, A., Collins, R. P. & Robson, P. R. H. (2014). Water use efficiency of tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) and perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) under different management intensity. In *EGF at 50: The future of European grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014.* (pp. 163-165). IBERS, Aberystwyth University.
 153. Pardo, J. M., & Quintero, F. J. (2002). Plants and sodium ions: keeping company with the enemy. *Genome Biology*, 3(6), 1017-1.
 154. Parés, J. y Basso, C. 2013. Efecto del cloruro de sodio sobre el crecimiento y estado nutricional de plantas de papaya. *Bioagro*. 25(2): 109-116.
 155. Parida, A. K., & Das, A. B. (2005). Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 60(3), 324-349.
 156. Parida, A., Das, A. B., & Das, P. (2002). NaCl stress causes changes in photosynthetic pigments, proteins, and other metabolic components in the leaves of a true mangrove, *Bruguiera parviflora*, in hydroponic cultures. *Journal of Plant Biology*, 45(1), 28-36.
 157. Parmar, S., & Singh, V. (2015). *Phytoremediation Approaches for Heavy Metal Pollution: A Review*.

158. Parry M., Canziani O., Palutikof J., van der Linden P. & Hanson C. (2007) Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK and New York, NY, USA
159. Pearlstein, S. L., Felger, R. S., Glenn, E. P., Harrington, J., Al-Ghanem, K. A., & Nelson, S. G. (2012). Nipa (*Distichlis palmeri*): A perennial grain crop for saltwater irrigation. *Journal of Arid Environments*, 82, 60-70.
160. Peyraud J.L., Pol-van Dasselaar A.v.d., Dillon P. & Delaby L. (2010) Producing milk from grazing to reconcile economic and environmental performances. *Grassland Science in Europe* 15,163-164.
161. Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56, 15-39.
162. Plett, D.C.; Møller, I.S. (2010). Na⁺ transport in glycophytic plants: what we know and would like to know. *Plant Cell Environ.*33, 612-626
163. Pradhan, S. P., Conrad, J. R., Paterek, J. R., & Srivastava, V. J. (1998). Potential of phytoremediation for treatment of PAHs in soil at MGP sites. *Journal of Soil Contamination*, 7(4), 467-480.
164. Qadir M, Qureshi RH, Ahmad N (2002) Amelioration of calcareous saline sodic soils through phytoremediation and chemical strategies. *Soil Use Manag* 18:381-385
165. Qadir, M., & Oster, J. (2002). Vegetative bioremediation of calcareous sodic soils: history, mechanisms, and evaluation. *Irrigation Science*, 21(3), 91-101
166. Qadir, M., Oster, J. D., Schubert, S., & Murtaza, G. (2006). Vegetative bioremediation of sodic and saline-sodic soils for productivity enhancement and environment conservation. In *Biosaline Agriculture and Salinity Tolerance in Plants* (pp. 137-146). Birkhäuser Basel.
167. Qadir, M., Oster, J. D., Schubert, S., Noble, A. D., & Sahrawat, K. L. (2007). Phytoremediation of Sodic and Saline?Sodic Soils. *Advances in Agronomy*, 96, 197-247.
168. Qadir, M., Steffens, D., Yan, F., & Schubert, S. (2003). Sodium removal from a calcareous saline-sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. *Land Degradation & Development*, 14(3), 301-307.

169. Qadir, M., Tubeileh, A., Akhtar, J., Larbi, A., Minhas, P. S., & Khan, M. A. (2008). Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification. *Land degradation & development*, 19(4), 429-453.
170. Qasim, M., Gulzar, S., Shinwari, Z. K., Aziz, I. R. F. A. N., & Khan, M. A. (2010). Traditional ethnobotanical uses of halophytes from Hub, Balochistan. *Pak. J. Bot*, 42(3), 1543-1551.
171. Rabhi, M., Atia, A., Abdelly, C., & Smaoui, A. (2015). New parameters for a better evaluation of vegetative bioremediation, leaching, and phytodesalination. *Journal of Theoretical Biology*, 383, 7-11.
172. Rabhi, M., Ferchichi, S., Jouini, J., Hamrouni, M. H., Koyro, H. W., Ranieri, A., & Smaoui, A. (2010). Phytodesalination of a salt-affected soil with the halophyte *Sesuvium portulacastrum* L. to arrange in advance the requirements for the successful growth of a glycophytic crop. *Bioresource technology*, 101(17), 6822-6828.
173. Rabhi, M., Hafsi, C., Lakhdar, A., Hajji, S., Barhoumi, Z., Hamrouni, M. H., & Smaoui, A. (2009). Evaluation of the capacity of three halophytes to desalinize their rhizosphere as grown on saline soils under nonleaching conditions. *African Journal of Ecology*, 47(4), 463-468.
174. Rafati, M., Khorasani, N., Moattar, F., Shirvany, A., Moraghebi, F., & Hosseinzadeh, S. (2011). Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. *International Journal of Environmental Research*, 5(4), 961-970.
175. Ramamurthy, A. S., & Memarian, R. (2012). Phytoremediation of mixed soil contaminants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(2), 511-518.
176. Raven, J. A. (1985). Regulation of pH and generation of osmolarity in vascular plants - a cost-benefit analysis in relation to efficiency of use of energy, nitrogen and water. *New Phytologist*, 101(1), 25-77.
177. Ravindran, K. C., Venkatesan, K., Balakrishnan, V., Chellappan, K. P., & Balasubramanian, T. (2007). Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2661-2664.
178. Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1017-1023.

179. Reyes, J.J., Murillo, B., Nieto, A., Troyo, E., Reynaldo, I.M., Rueda, E. O., & Cuervo, J.L. (2014). Crecimiento y desarrollo de variedades de albahaca (*Ocimum basilicum* L.) en condiciones de salinidad. *Terra Latinoamericana*, 32(1), 35-45.
180. Reyes-Pérez, J. J.; Murillo-Amador, B.; Nieto-Garibay, A.; Troyo-Diéguez, E.; Reynaldo Escobar, I. M. and Rueda-Puente, E. O. 2013. Germinación y características de plántulas de variedades de albahaca (*Ocimum basilicum* L.) sometidas a estrés salino. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*. 4(6): 869-880.
181. Riadh, K., Wided, M., Hans-Werner, K., & Chedly, A. (2010). Responses of halophytes to environmental stresses with special emphasis to salinity. *Advances in botanical research*, 53, 117-145.
182. Rico, M. C., Villa, V. M. Z., Del Río, A. J. L., Zambrano, G. M., Tapia, M. A. T., Nieto, C. R. M., & Utrera, Á. R. (2007). Characterization and selection of new awnless forage barley genotypes for northern and central Mexico. *Técnica Pecuaria en México*, 45(3).
183. Risi C, J., & Galwey, N. W. (1984). Chenopodium grains of the Andes: Inca crops for modern agriculture. *Advances in Applied Biology*
184. Rivera, V., Manuell, I. & Godínez, H. (2004). Las costras biológicas del suelo y las zonas áridas. *Ciencias* 75: 24-27.
185. Rodríguez, J. M (2014). Mitigación y biorremediación de suelos contaminados por el derrame de combustible diésel 2 en la Quebrada del Toro, Camaná, 2009. *Ciencia y Desarrollo*, 10, 37-51.
186. Ross, M. 2004. Importancia del magnesio para altos rendimientos sostenibles en palma de aceite. *Revista Palmas*. 25(E): 98-104.
187. Royo, A., & Aragüés Lafarga, R. (2002). Establecimiento de nuevos índices de tolerancia de los cultivos a la salinidad: la cebada como caso de estudio. *Investigación agraria. Producción y protección vegetales*, 17(3), 409-422.
188. Royo, C., Serra, J., Puigdomenech, A., & Aragay, M. (1998). Yield and quality of triticale cv. Trujillo and barley cv. Flika grown for different end-uses in a Mediterranean environment. *CEREAL RESEARCH COMMUNICATIONS*, 169-176.
189. Rozema, J., & Flowers, T. (2008). Crops for a salinized world. *Science*, 322(5907), 1478-1480.

190. Rozema, J., Muscolo, A., & Flowers, T. (2013). Sustainable cultivation and exploitation of halophyte crops in a salinising world. *Environmental and Experimental Botany*, 92(Complete), 1-3.
191. Rubilar, O., Tortella, G., Cea, M., Acevedo, F., Bustamante, M., Gianfreda, L., & Diez, M. C. (2011). Bioremediation of a Chilean Andisol contaminated with pentachlorophenol (PCP) by solid substrate cultures of white-rot fungi. *Biodegradation*, 22(1), 31-41.
192. Ruiz Cerda, E., Aldaco Nuncio, R. A., Trejo, M., Fortis Hernández, M., Olague Ramírez, J., & Villagómez Gamboa, J. C. (2012). Aprovechamiento y mejoramiento de un suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 45(1), 19-a.
193. Runyan, C. W., & D'Odorico, P. (2010). Ecohydrological feedbacks between salt accumulation and vegetation dynamics: Role of vegetation?groundwater interactions. *Water Resources Research*, 46(11).
194. Ryan, J., Miyamoto, S., & Stroehlein, J. L. (1975). Salt and specific ion effects on germination of four grass. *Journal of Range Management*, 61-64.
195. Sakai, Y., Ma, Y., Xu, C., Wu, H., Zhu, W., Yang, J. (2012). Phytodesalination of a salt-affected soil with four halophytes in China. *J. Arid Land Stud.*22(1), 17-20.
196. Sánchez, E., & Curetti, M. (2005). Los suelos salinos y sódicos, características y diferenciación, modos de recuperación y recomendaciones. *Fruticultura & Diversificación*, 10-14.
197. Sanders, D., Brownlee, C., & Harper, J.F. , (1999) Communicating with Calcium. *Plant Cell*. 11, 691-706
198. Sandoval-Moreno, A., & Ochoa-Ocaña, M. A. (2010). Grupos locales, acceso al agua y su problemática de contaminación en la Ciénega de Chapala, Michoacán. *Economía, Sociedad y Territorio*, 10(34), 683-719.
199. Sarraf, M. (2004). Assessing the Costs of Environmental Degradation in the Middle East and North Africa Region. *Environment Strategy Notes*, 9. Environment Department, World Bank, Washington, DC

200. Schofield, R. V., & Kirkby, M. J. (2003). Application of salinization indicators and initial development of potential global soil salinization scenario under climatic change. *Global biogeochemical cycles*, 17(3).
201. Sekara, A., Poniedzialek, M., Ciura, J., & Jedrszczyk, E. (2005). Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(4), 509-516.
202. Sengbusch, P.V. (2003) "Halophytes" Botanik Online, University of Hamburg.
203. Serrato, R., Ortíz, A., Dimas, J. y Berúmen, S. (2002). Aplicación de lavado y estiércol para recuperar suelos salinos en la Comarca Lagunera, México. *Terra*, 20(3), 329-336.
204. Shabala, S. (2013). Learning from halophytes: physiological basis and strategies to improve abiotic stress tolerance in crops. *Annals of Botany* 112, 1209-1221.
205. Shabala, S. N., & Mackay, A. (2011). Ion transport in halophytes. *Advances in Botanical Research* 57, 151-199.
206. Shabala, S., & Shabala, L. (2011). Ion transport and osmotic adjustment in plants and bacteria. *BioMolecular Concepts*, 2(5), 407-419.
207. Shah K., & Nongkynrih J.M. (2007) Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol Plant* 51(4):618-634.
208. Shahba, Z., Baghizadeh, A., Vakili S. M. A., Yazdanpanah, A. & Yosefi, M. (2011). The salicylic acid effect on the tomato (*Lycopersicum esculentum* Mill.) sugar, protein and proline contents under salinity stress (NaCl). *Journal of Biophysics and Structural Biology*, 2(3), 35-41.
209. Shahid, S. A. (2002). New technologies for soil reclamation and desert greenery In: Nader MA. In Proceedings of the joint KISR-PEC symposium Yazd, Iran (pp. 308-329).
210. Shalloo L., Creighton P. & O'Donovan M. (2011) The economics of reseeded on a dairy farm. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 50, 113-122
211. Shannon, M. C., & Grieve, C. M. (1998). Tolerance of vegetable crops to salinity. *Scientia Horticulturae*, 78(1), 5-38.

212. Shimada, A., & Brambilia, S. (1967). El valor nutritivo del garbanzo forrajero (*Cicer arietinum* L.) como fuente de energía y proteína para cerdo. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, (9), 20-a.
213. Shukla, M. K., Lal, R., & Ebinger, M. (2004). Soil Quality Indicators for the North Appalachian Experimentalwatersheds in Coshocton Ohio. *Soil science*, 169(3), 195-205.
214. Silburn, D. M., Cowie, B. A., & Thornton, C. M. (2009). The Brigalow Catchment Study revisited: Effects of land development on deep drainage determined from non-steady chloride profiles. *Journal of Hydrology*, 373(3), 487-498.
215. Silva, J. T., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cárdena, G. C., Escalera, C., & López, M. (2013). Calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5), 127-146.
216. Silva-García, J. T., Ochoa-Estrada, S., Cristóbal-Acevedo, D., & Estrada-Godoy, F. (2006). Calidad química del agua subterránea de la ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana*, 24(4), 503-513.
217. Simopoulos, A. P. (2004). Omega-3 fatty acids and antioxidants in edible wild plants. *Biological Research*, 37(2), 263-277.
218. Sinclair, T. R., Mislevy, P., & Ray, J. D. (2001). Short photoperiod inhibits winter growth of subtropical grasses. *Planta*, 213(3), 488-491.
219. Singh, S. (2012). Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. *Int J Gr Herb Chem*, 1, 133-139.
220. Soliz, D., Glenn, E. P., Seaman, R., Yoklic, M., Nelson, S. G., & Brown, P. (2011). Water consumption, irrigation efficiency and nutritional value of *Atriplex lentiformis* grown on reverse osmosis brine in a desert irrigation district. *Agriculture, ecosystems & environment*, 140(3), 473-483.
221. Soltero-Díaz, L., Pérez-Domínguez, J. F., & Valencia-Botín, A. J. (2010). Evaluación de herbicidas para el control de malezas en garbanzo (*Cicer arietinum* L.) de riego en la región Ciénega de Chapala, México. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 19(2), 85-88.
222. Sotero Díaz, L., & Pérez Domínguez, J. F. (2006). Guía para producir garbanzo forrajero de riego en la Ciénega de Chapala.

223. Suleiman, A. A., & Ritchie, J. T. (2005). Simple model to estimate daily lateral drainage. *Soil science*, 170(8), 584-598.
224. Supski, J., Achrem?Achremowicz, J., Lisiewska, Z., & Korus, A. (2010). Effect of processing on the amino acid content of New Zealand spinach (*Tetragonia tetragonioides* Pall. Kuntze). *International journal of food science & technology*, 45(8), 1682-1688.
225. Suyama, H., Benes, S. E., Robinson, P. H., Getachew, G., Grattan, S. R., & Grieve, C. M. (2007). Biomass yield and nutritional quality of forage species under long-term irrigation with saline-sodic drainage water: Field evaluation. *Animal feed science and technology*, 135(3), 329-345.
226. Szabolcs, I. (1994). Soils and salinization. In "Handbook of Plant and Crop Stress"(M. Pessarakli, Ed.), 1st ed., pp. 3-11. Marcel Dekker, New York.
227. Tangahu, B. V., Sheikh Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011.
228. Treviño, J., & Caballero, R. (2011). Estudio comparado de los rendimientos, composición químico-bromatológica y digestibilidad de las especies *Vicia sativa* L. y *Vicia villosa* Roth. *Pastos*, 3(2), 248-256.
229. Türkan, I., & Demiral, T. (2009). Recent developments in understanding salinity tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 67(1), 2-9.
230. Ungar, I.A. (1978) Halophyte seed germination. *Botanical Review* 44, 233-264.
231. Ungar, I.A. (1987) Population ecology of halophyte seeds. *Botanical Review* 53, 301-334.
232. Uzun, A., Gücer, S., & Acikgoz, E. (2011). Common vetch (*Vicia sativa* L.) germplasm: correlations of crude protein and mineral content to seed traits. *Plant foods for human nutrition*, 66(3), 254-260.
233. Vázquez-Vázquez, C., García-Hernández, J. L., Salazar-Sosa, E., Murillo-Amador, B., Orona-Castillo, I., Zúñiga-Tarango, R., & Preciado-Rangel, P. (2010). Rendimiento y valor nutritivo de forraje de alfalfa (*Medicago sativa* L.) con diferentes dosis de estiércol bovino. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 1(4), 363-372.

234. Velagaleti, R., & Schweitzer, S. M. (1993). General effects of salt stress on growth and symbiotic nitrogen fixation in soybean. *Plant and Crop Stress*, 461-471.
235. Ventura, Y., & Sagi, M. (2013). Halophyte crop cultivation: The case for *Salicornia* and *Sarcocornia*. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 144-153.
236. Ventura, Y., Wuddineh, W. A., Myrzabayeva, M., Alikulov, Z., Khozin-Goldberg, I., Shpigel, M., & Sagi, M. (2011). Effect of seawater concentration on the productivity and nutritional value of annual *Salicornia* and perennial *Sarcocornia* halophytes as leafy vegetable crops. *Scientia Horticulturae*, 128(3), 189-196.
237. Villa C, M., Catalán V, E. A., Inzunza I, M. A., & Ulery, A. L. (2006). Absorción y traslocación de sodio y cloro en plantas de Chile fertilizadas con nitrógeno y crecidas con estrés salino. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 29(1), 79-88.
238. Villalobos, L., & Arce, J. (2013). Evaluación agronómica y nutricional del pasto *Estrella africana* (*Cynodon nlemfuensis*) En la zona de Monteverde, puntarenas, Costa Rica. i. disponibilidad de Biomasa y fenología. *Agronomía Costarricense*, 37(1), 91-101.
239. Vinocur, B. & Altman, A. (2005). Cellular basis of salinity tolerance in plants. *Environmental and experimental botany*, 52(2), 113-122.
240. Vishnoi, S. R., & Srivastava, P. N. (2007). Phytoremediation-Green for Environmental Clean. In *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference* (Vol. 1016, p. 1021).
241. Vos, A. C. (2011). Sustainable exploitation of saline resources: ecology, ecophysiology and cultivation of potential halophyte crops. *Vrije Universiteit*.
242. Walter, H. (1961). "Salinity problems in the arid zones. The adaptations of plants to saline soils," *Arid Zone Research*, vol.14, pp.65-68
243. Wang, L., Zhao, Z.Y., Zhang, K., & Tian, C.Y. (2012). Oil content and fatty acid composition of dimorphic seeds of desert halophyte *Suaeda aralocaspica*. *African Journal of Agricultural Research* 7(12), 1910-1914.
244. Weber, D. J., Ansari, R., Gul, B., & Ajmal Khan, M. (2007). Potential of halophytes as source of edible oil. *Journal of arid environments*, 68(2), 315-321.
245. Weber, D.J., Gul, B., Khan, M.A., Williams, T., Wayman, P., & Warner, S. (2001). Comparison of vegetable oil from seeds of native halophytic shrubs. In: McArthur, E.D., Fairbanks, D.J. (Eds.), *Proceeding of Shrubland Ecosystem Genetics and*

- Biodiversity. RMRS-P-21. USDA Forest Service, Ogden, UT, Rocky Mountain Research Station, USA, pp. 287-290.
246. Wei, Y., Xu, X., Tao, H., & Wang, P. (2006). Growth performance and physiological response in the halophyte *Lycium barbarum* grown at salt-affected soil. *Annals of applied biology*, 149(3), 263-269.
247. Wei, Y., Xu, X., Tao, H., & Wang, P. (2006). Growth performance and physiological response in the halophyte *Lycium barbarum* grown at salt-affected soil. *Annals of applied biology*, 149(3), 263-269.
248. Wicke, B., Smeets, E., Dornburg, V., Vashev, B., Gaiser, T., Turkenburg, W., & Faaij, A. (2011). The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils. *Energy & Environmental Science*, 4(8), 2669-2681.
249. Wiegel, J. & Wu, Q. (2000). Microbial reductive dehalogenation of polychlorinated biphenyls. *FEMS microbiology ecology*, 32(1), 1-15.
250. Wilson, C., Lesch, S. M., & Grieve, C. M. (2000). Growth stage modulates salinity tolerance of New Zealand spinach (*Tetragonia tetragonioides*, Pall.) and Red Orach (*Atriplex hortensis* L.). *Annals of Botany*, 85(4), 501-509.
251. Wiltse, C. C., Rooney, W. L., Chen, Z., Schwab, A. P., & Banks, M. K. (1998). Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes. *Journal of Environmental Quality*, 27(1), 169-173.
252. Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 2011.
253. Yadav, R., Arora, P., Kumar, S., & Chaudhury, A. (2010). Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology*, 19(8), 1574-1588.
254. Yajun, B., Xiaojing, L., & Weiqiang, L. (2003). Primary analysis of four salt tolerant plants growing in Hai-He plain, China. In: Leith, H., Mochtchenko, M. (Eds.) *Cash Crop Halophytes: Recent Studies*, Kluwar Academic Publishers, London, Great Britain, pp.135- 138.
255. Yazici, I., Türkan, I., Sekmen, A. H., & Demiral, T. (2007). Salinity tolerance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) is achieved by enhanced antioxidative system,

- lower level of lipid peroxidation and proline accumulation. *Environmental and Experimental Botany*, 61(1), 49-57.
256. Yensen, N. P. (2006). Halophyte uses for the twenty-first century. In *Ecophysiology of high salinity tolerant plants* (pp. 367-396). Springer Netherlands.
257. Yensen, N. P., Yensen, S. B., & Weber, C. W. (1985, October). A review of *Distichlis* spp. for production and nutritional values. In *Arid Lands: Today and Tomorrow, Proceedings of an international research and development conference* (pp. 809-822).
258. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2), 456-464.
259. Zamudio-González, B., López-Pérez, L., Alcántar-González, G., González-Eguiarte, D. R., Ruiz-Corral, J. A., & Castellanos, J. Z. (2004). Delimitación de áreas salinas en el Distrito de Riego de Caborca, Sonora, México. *Terra Latinoamericana*, 22(1), 91-97.
260. Zerai, D. B., Glenn, E. P., Chattervedi, R., Lu, Z., Mamood, A. N., Nelson, S. G., & Ray, D. T. (2010). Potential for the improvement of *Salicornia bigelovii* through selective breeding. *Ecological Engineering*, 36(5), 730-739.
261. Zhao, K. F., Fan, H., Song, J., Sun, M. X., Wang, B. Z., Zhang, S. Q., & Ungar, I. A. (2005). Two Na⁺ and Cl⁻ hyperaccumulators of the Chenopodiaceae. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47(3), 311-318.
262. Zhou, S. Shu, W., Braden, B., & Shawn, L. (2007). Microarray analysis of genes affected by salt stress in tomato. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 1(2):014-026
263. Zhu, H.G.; Chen, X.H.; Tang, J.X. Pilot study on employing *Spartina alterniflora* as material for producing biogas by biogasification. *Trans. Chin. Soc. Agric. Eng.*, (2007), 23, 201-204
264. Zorrig, W., Rabhi, M., Ferchichi, S., Smaoui, A., & Abdelly, C. (2012). Phytodesalination: a solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *J Arid Land Stud*, 22, 299-302.

265. Zorrig, W., Rabhi, M., Ferchichi, S., Smaoui, A., & Abdelly, C. (2012). Phytodesalination: a solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *J Arid Land Stud*, 22, 299-302.
266. Zouboulis, A. I., & Moussas, P. A. (2011). Groundwater and soil pollution: bioremediation. *Encyclopedia of Environmental Health*, 1037-1044.

CIBERGRAFÍA

1. <http://www.bpx.cov.ac.uk>
2. http://gmg.unizar.es/gmgweb/Asignaturas/GeologiaSuelos/apuntes/Tema8_Intercambio.pdf
3. www.uv.es/~baeza/equili.html
4. <http://www.unavarra.es/herbario/pratenses/htm>
5. www.SIAP.gob.mx