

Título de la Tesis:

Diferencias y similitudes en la biodiversidad mesofaunística edáfica en predios bajo distintos diseños agroecológicos.

Differences and similarities in edaphic mesofaunal biodiversity in farms under different agroecological designs.

Doctorando:

Santiago Felipe Peredo Parada

Directora:

Dra. Clara Inés Nicholls Estrada

Tutora:

Dra. María del Carmen Cuéllar Padilla

Programa:

Recursos Naturales y Gestión Sostenible

Fecha de depósito:

28 de mayo de 2021

TITULO: *Diferencias y similitudes en la biodiversidad mesofaunística edáfica en predios bajo distintos diseños agroecológicos*

AUTOR: *Santiago Felipe Peredo Parada*

© Edita: UCOPress. 2021
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

<https://www.uco.es/ucopress/index.php/es/>
ucopress@uco.es



TÍTULO DE LA TESIS:

Diferencias y similitudes en la biodiversidad mesofaunística edáfica en predios bajo distintos diseños agroecológicos.

DOCTORANDO/A:

Santiago Felipe Peredo Parada

INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

La tesis desarrollada por el doctorando Santiago Peredo Parada ha sido desarrollada de manera autónoma por el autor. Ha sido un trabajo muy bien estructurado con una metodología pertinente cumpliendo más allá de los objetivos propuestos originalmente. Tiene el mérito de ser la primera investigación desarrollada en agroecosistemas en Chile con la utilización de organismos mesofaunísticos del suelo utilizados como indicadores biológicos para evaluar procesos de transición agroecológica a nivel de finca. Otro aspecto importante a destacar es la selección de las unidades de estudio, ya que son representativas del desarrollo agrícola chileno y son el resultado de proyectos de investigación gestionados por el doctorando mediante la postulación a fondos concursables y su participación en convenios de investigación.

Los inicios del doctorando en esta línea de investigación se remontan a su posición en el Laboratorio de Ecología de la Universidad Católica de Temuco en la que desarrolló sus primeros estudios evaluando el efecto de prácticas agrícolas convencionales en agroecosistemas. Posteriormente, mediante un convenio con la universidad y la empresa privada del sector hortofrutícola llevó a cabo evaluaciones del proceso de transición agroecológica en huertos de arándanos pioneros en la producción orgánica. Derivado de ello el doctorando generó 2 publicaciones (Journal of Soil Science and Plant Nutrition y Rev Agrociencia, ambas indexadas en WOS/jcr). Más tarde se abocó a la evaluación de la transición agroecológica en fincas de agricultura familiar, tanto campesina como indígena en el marco de una investigación orientada a evaluar la sustentabilidad de fincas manejadas bajo una lógica agroecológica insertas en el Programa Global de Conservación de la Biodiversidad Campesina (detalles de dicha investigación se puede obtener en la publicación, de autoría del doctorando, en el Dossier de Agroecología publicado por la revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo, indexada en WOS/jcr <http://revistas.uncu.edu.ar/ojs3/index.php/RFCFA/article/view/2454> y recomendada por la FAO). Los resultados de dicha evaluación, presentados en esta tesis, forman parte de un manuscrito, también de autoría del doctorando, que se encuentra en la etapa de evaluación por pares en revista indexada WOS/jcr.

Durante el desarrollo de su investigación el doctorando ha realizado diversas pasantías y estancias que le han permitido intercambiar experiencias con investigadores Seniors los que le han aportado sendas contribuciones para su trabajo. Entre otros, destacan las realizadas en:

1.- Laboratorio de Investigación y Reflexión en Agroecología (LIRA) dependiente de la Cátedra de Agroecología en la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata (Argentina) A cargo del Dr. Santiago Javier Sarandón donde el doctorando realizó tareas relativas a la agrobiodiversidad funcional y su rol ecológico en los agroecosistemas (Becado por la AUGM).

2.- Núcleo de Enseñanza, Investigación y Extensión en Agroecología (NEPEA) del Centro de Ciencias Agrarias, Universidad Federal Santa Catarina (Brasil) bajo la tutela del Dr. José Jucein José Comin abordando materias referidas al manejo ecológico del suelo y su impacto en la biología del suelo (Becado por la AUGM).

3.- Maestría de Agroecología y Sustentabilidad del Colegio de Posgraduados de México donde trabajó con el Dr. Julio Sánchez Escudero en el análisis de los procesos que sustentan la biodiversidad, su funcionamiento en agroecosistemas indígenas campesinos bajo diferentes manejos vinculados con productores de frutales, hortalizas y cultivos tradicionales y su contribución al diseño de agroecosistemas estables.

El doctorando, además, en esta última etapa ha participado en los siguientes congresos donde ha comunicado los resultados de sus tesis:

1.- Peredo S. 2021 “Efecto de la fertilización orgánica (compost y humus) en los grupos mesofaunísticos edáfico del cultivo ecológico asociado de lechuga/tomate”. IX Congreso Científico de Investigadores. Universidad de Córdoba, 6 al 9 de mayo de 2021, Córdoba, España (en línea)

2.- Peredo S, Barrera C, Vega M, Parada E. 2020. “Biodiversidad de la mesofauna edáfica asociada al diseño de huertas familiares en agroecosistemas mapuches para el cultivo de plantas medicinales”. VIII Congreso Latinoamericano de Plantas Medicinales. Organizado por la Universidad del Azuay (Ecuador) y la Sociedad Latinoamericana y Caribeña de Plantas Medicinales los días 15 al 17 de octubre de 2020 (en línea).

3.- Peredo S. 2019. “Diferencias y similitudes en la composición mesofaunística edáfica en agroecosistemas bajo distintos diseños prediales: cambios y tendencias desde una perspectiva agroecológica”. VII Congreso Científico de Investigadores. Universidad de Córdoba, 6 y 7 de febrero de 2019, Córdoba, España.

4.- Peredo S., Barrera, C., Vega M. 2018. “¿Cambia la biodiversidad en el suelo con los diseños prediales? Evaluación comparativa de la fauna edáfica en huertas mapuche bajo diseño agroecológico y convencional del sector Boyeco, Región de la Araucanía, Chile”. XIII Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE) realizado en Logroño (LA Rioja), 14 al 17 de noviembre de 2018.

5.- Barrera C., Romo J., Peredo S. 2018. “¿Es posible alcanzar el equilibrio poblacional de la entomofauna en agroecosistemas? efectividad del corredor biológico en un sistema agrícola manejado bajo principios agroecológicos”. XIII Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE) realizado en Logroño (LA Rioja), 14 al 17 de noviembre de 2018.

6- Peredo S. Barrera C. y Vega M. 2016. De la ecología humana a la ecología de suelos: variación de la biodiversidad mesofaunística edáfica en agroecosistemas sometidos a distintos manejos agroecológicos. VI Reunión binacional de Ecología. Asociación Argentina de Ecología, Sociedad de Ecología de Chile. 18-22 de septiembre. Puerto Iguazú, Argentina.

7.- Peredo, S. 2016. Diferencias y similitudes en comunidades mesofaunísticas bajo diferentes diseños agroecológicos prediales. IV Seminario Nacional de Agroecología organizado por el Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Ciencias de la Universidad de Magallanes, el Centro de Tecnologías para la Sustentabilidad (CTS-BUIN) y el Capítulo Chileno de la Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA-Chile) los días 02, 03 y 04 de noviembre de 2016 en la ciudad de Punta Arenas.

Todo este proceso formativo de investigación e intercambios que ha realizado el doctorando ha derivado en la implementación del Laboratorio de Agroecología y Biodiversidad (LAB) en la Facultad Tecnológica de la Universidad de Santiago de Chile en las que se llevan a cabo investigaciones referidas a la implementación de experiencias de transición agroecológica en finca biodiversas en la que se realizan, entre otras, estudios referidos a cambios en las comunidades edáficas involucradas <http://www.agroecologia.usach.cl/laboratorio-de-agroecologia-y-biodiversidad-lab>.

Desde LAB el doctorando ha ejecutado y se encuentra desarrollando proyectos de investigación en los que aplica la metodología y el conocimiento generado a partir de esta tesis. Entre otros, se destacan los siguientes proyectos I+D+i:

1.- "Estructura comunitaria de la mesofauna edáfica en sistemas de cultivos hortícolas manejados con aplicaciones de compost en predios campesinos". DICYT-VRIDEI-USACH (081375PP), en la que se determinó el impacto, sobre la mesofauna edáfica un diseño predial basado en cultivos asociados y manejo con compost y vermicompost.

2.- "Biopesticidas en base a saponinas de quínoa FIC 30343624-0". Fondo de Innovación para la Competitividad FIC del Ministerio de Chile, en donde se determinó el impacto sobre la biología del suelo (entre ellos la mesofauna) como resultado de la aplicación de un bioplaguicida (a partir del extracto de la saponina de la quinoa) para el control de *Meloydogine* en cultivos de viñas y tomates.

3.- "Desarrollo de tecnologías de cultivo sustentables y económicas para el establecimiento de la agricultura rural salina del espárrago de mar (*Salicornia sp*) en la zona costera de la Región de los Lagos". Fondo de Innovación Agraria, Ministerio de Agricultura, en la que se está evaluando el impacto, entre otros, sobre la biología del suelo del cultivo agroecológico de *Salicornia sp*.

4.- "Plantas medicinales y aromáticas como corredores biológicos en fincas agroecológicas, proyecto en desarrollo donde se está evaluando la estructura de las comunidades edáficas en los corredores biológicos establecidos como complemento a la presencia de enemigos naturales como estrategia integrada de manejo de hábitat sobre y bajo el suelo.

Es menester destacar que el doctorando desarrolla, además, líneas de investigación complementarias que abordan otras dimensiones de la agroecología y que pueden ser consultadas en sus antecedentes personales donde se destaca la ejecución de

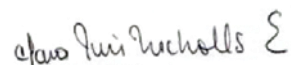
proyectos de investigación y publicaciones en revistas indexadas. Para este informe solo quisiera destacar la capacidad de trabajo autónomo y pensamiento crítico del doctorando que le permite alcanzar los objetivos trazados basado en un trabajo metódico y estructurado. Conozco al doctorando desde sus estudios de Master en Agroecología de la UCO-UNIA. Por todas estas razones lo convoqué a formar parte de los fundadores de la Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología como grupo focal de Chile, en una primera instancia, para posteriormente, integrar la directiva de la misma. Bajo mi presidencia de SOCLA el doctorando constituyó el capítulo chileno de SOCLA desde la cual fue un impulsor de estas materias en Chile liderando la incorporación de la agroecología en las universidades chilenas. Tuvo a su cargo organizar y liderar la organización de los cuatro primeros Seminarios Nacionales de Agroecología (2010, 2012, 2014, 2016) y los tres primeros Seminarios Internacionales desde su posición como Docente-Investigador de la Universidad de Santiago de Chile. Como directora del proyecto REDAGRES (CYTED-411RT0434) convoqué al doctorando a formar parte del equipo de investigadores que tuvo por misión el diseño de una metodología para evaluar resiliencia en agroecosistemas. Al doctorando le correspondió aplicar dicha propuesta en el caso de Chile, participar en la organización de diferentes eventos científicos y en la coedición de los libros que generó dicho proyecto.

Con estos antecedentes queda en evidencia la adquisición de las competencias, habilidades y destrezas para realizar investigación, así como para la divulgación y transferencia de los conocimientos generados.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 18 de mayo de 2021

Firma del/de los director/es



Fdo.: Clara I. Nicholls E.



TÍTULO DE LA TESIS:

Diferencias y similitudes en la biodiversidad mesofaunística edáfica en predios bajo distintos diseños agroecológicos.

DOCTORANDO: Santiago Felipe Peredo Parada

INFORME RAZONADO DE LA TUTORA

(Ratificando el informe favorable del director. Sólo cuando el director no pertenezca a la Universidad de Córdoba).

Con el presente informe ratifico el informe elaborado por la directora de la tesis Clara Nicholls, en base al seguimiento realizado como tutora. La tesis cuenta con todos los requisitos exigidos por la normativa de la UCO para ser presentada.

Tutora: Mamen Cuéllar Padilla

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 25 de mayo de 2021

Firma del responsable de línea de investigación

Fdo.: Marta Rivera Ferré

UNIVERSIDAD DE CORDOBA

Escuela de Doctorado
Programa de Recursos Naturales y Gestión Sostenible
Línea de investigación en Biodiversidad y Agroecología



**Diferencias y similitudes en la biodiversidad
mesofaunística edáfica en predios bajo distintos diseños
agroecológicos.**

Autor: Santiago Felipe Peredo Parada
Directora: Dra. Clara Inés Nicholls Estrada
Tutora: Dra. María Carmen Cuéllar Padilla

A la memoria de Esperanza Parada Zamorano,

Madre cariñosa,

Mujer valiente y luchadora,

Bióloga apasionada,

Zoóloga pragmática,

Pedagoga asertiva,

Investigadora de preguntas simples para problemas complejos.

AGRADECIMIENTOS

Al Ministerio de Asuntos Exteriores del gobierno español por otorgar la beca de estudios de doctorado.

Al Fondo Nacional de Desarrollo Regional (FNDR) del gobierno de Chile, al Convenio de investigación UFRO-HORTISUR, al Fondo para la implementación de unidades de investigación de la UCT y a los proyectos basal 1555, DICYT-081375PP y DICYT-081485PP de la Universidad de Santiago de Chile por el financiamiento a las investigaciones desarrolladas.

A Claudia Barrera por su permanente asistencia en el análisis de la información y trabajo de campo. Marcela Vega por su invaluable trabajo de identificación y clasificación. Paula Arce y Antonio Gaete por su colaboración en el levantamiento y análisis de los datos.

A la agricultora Eris Coronado y los agricultores Fernando Curaqueo, Gustavo Carrasco, José Lara y al Ing. Agr. Emilio Merino por habernos permitido realizar las investigaciones en sus propiedades.

A los colegas Santiago Sarandón de la Universidad Nacional de La Plata (Argentina), Jucinei Comin de la Universidad Federal de Santa Catarina (Brasil), Julio Sánchez Escudero del Colegio de Posgraduado (México) quienes con sus observaciones y comentarios, en el marco de las estancias realizadas, mejoraron el desarrollo de las investigaciones.

A la Dra. Clara I. Nicholls E. de la Universidad de California-Berkeley por su constante apoyo como Directora de esta investigación. A la Dra. María del Carmen Cuéllar Padilla, tutora del proceso, por su permanente colaboración y orientación. A María Angeles por su infinita paciencia en los procesos administrativos.

INDICE

CAPITULO I

1.1.- Introducción general.....	09
1.2.- Objetivos.....	11
1.3.- Metodología.....	12
1.4.- Referencias.....	16

CAPITULO II

2.1.- Efectos de las prácticas agrícolas convencionales sobre la biodiversidad de los grupos mesofaunísticos edáficos en un huerto de ciruelos: una aproximación agroecológica.	26
2.2.- Abstract.....	26
2.3.- Resumen.....	27
2.4.- Introducción.....	28
2.5.- Materiales y Método.....	30
2.6.- Resultados y Discusión.....	32
2.7.- Conclusiones.....	38
2.8.- Referencias.....	38

CAPITULO III

3.1.- Estructura comunitaria de la mesofauna edáfica de plantaciones de arándanos bajo manejo convencional y orgánico.....	43
3.2.- Abstract.....	43
3.3.- Resumen.....	44
3.4.- Introducción.....	45
3.5.- Materiales y Método.....	46
3.6.- Resultados y Discusión.....	48
3.7.- Conclusiones.....	55
3.8.- Referencias.....	55

CAPITULO IV

4.1.- Análisis temporal de la taxocenosis y biocenosis de la mesofauna edáfica en plantaciones de <i>Vaccinium sp.</i> con manejo orgánico en el centro-sur de Chile.....	58
4.2.- Abstract.....	58
4.3.- Resumen.....	60
4.4.- Introducción.....	62
4.5.- Materiales y Método.....	64
4.6.- Resultados y Discusión.....	65
4.7.- Conclusiones.....	72
4.7.- Referencias.....	73

CAPITULO V

5.1.- Biodiversidad de la mesofauna edáfica asociada al diseño de huertas familiares en agroecosistemas mapuches.	77
5.2.- Abstract.....	77
5.3.- Resumen.....	78
5.4.- Introducción.....	79
5.5.- Materiales y Método.....	81
5.6.- Resultados y Discusión.....	85
5.7.- Conclusiones.....	99
5.7.- Referencias.....	100

CAPITULO VI (Discusión general)

6.1.- Tendencias observadas en los estudios sobre mesofauna en agroecosistemas con diferentes diseños prediales.....	108
6.2.- Emergencias heurísticas y didácticas para la generación y transmisión del conocimiento sobre las relaciones bióticas en un agroecosistema.....	110
6.3.- Comentarios finales.....	117
6.4.- Referencias.....	118

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.- Ubicación de los agroecosistemas escogidos.....	12
Figura 2.1.- Composición faunística, riqueza de taxa y número promedio de individuos por muestra de cada uno de los taxa en las comunidades estudiadas.....	33
Figura 3.1.- Comparación de la abundancia de los taxa mesofaunísticos edáficos en plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con manejo convencional (CM) versus plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con un año (OM1) y seis años (OM6) de manejo orgánico.	50
Figura 3.2.- Dendrograma de similitudes taxocenóticas (a) y biocenóticas (b) de plantaciones <i>Vaccinium</i> sp con manejo convencional (CM) y plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con 1 año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.....	52
Figura 4.1.- Comparación de los valores de abundancia de taza de la mesofauna edáfica presente en plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp., con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro sur de Chile.....	67
Figura 4.2.- Dendrograma de similitudes taxocenóticas (A) y biocenóticas (B) de las plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp. con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro- sur de Chile.....	70
Figura 5.1.- A. Ubicación del estudio. B. Sistemas productivos.	82
Figura 5.2.- Imágenes del trabajo en el campo para la descripción de las huertas.....	83
Figura 5.3.- Relación porcentual de las familias botánicas presentes en las huertas. A: Sistema convencional. B: Sistema agroecológico.	91

Figura 5.4.- Usos de las plantas en las huertas.....	91
Figura 5.5.- Número de individuos por grupo edáfico.	92

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.- Presencia de taxa, densidad absoluta (D_a) y número promedio de individuos y desviación estándar por muestra (N_i) en la comunidad del huerto de ciruelos (T) y en la comunidad de pradera naturalizada (C). (l = larvas, j = juveniles).	32
--	----

Tabla 2.2.- Valores de Índice de diversidad (H'), homogeneidad (J), similitud taxocenótica (S_j) y similitud biocenótica (S_w) de las comunidades del huerto de ciruelos (T) y pradera naturalizada (C) comunidades.	37
---	----

Tabla 3.1.- Abundancia (A), promedio (X), desviación estándar (DE) y densidad (D) de los taxa mesofaunísticos edáficos presentes en plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con manejo convencional (CM) vs. plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con manejo de 1 año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.	48
--	----

Tabla 3.2.- Valores de diversidad (H'), diversidad máxima ($H_{m\acute{a}x.}$), homogeneidad (J) y riqueza de los taxa mesofaunísticos edáficos presentes en plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con manejo convencional (CM) vs. plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp con manejo de 1 año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.	51
---	----

Tabla 4.1.- Abundancia (A), densidad ($D: nm^{-2}$) y riqueza de taxa (S) de la mesofauna edáfica presentes en plantaciones de <i>Vaccinium</i> sp. Sometidos a uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7), años de manejo orgánico en la zona centro-sur de Chile.	66
--	----

Tabla 4.2.- Valores de la diversidad (H' bits), diversidad máxima (bits $H_{m\acute{a}x.}$) y homogeneidad (J') presentes en la plantación de <i>Vaccinium</i> sp. Con manejo	
---	--

orgánico con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro-sur de Chile.	69
Tabla 5.1.- Análisis de suelos para los diferentes sectores (1 y 2) de las unidades SA (Sistema Agroecológico) y SC (Sistema Convencional).....	84
Tabla 5.2.- Especies y variedades de plantas, sus usos y ubicación en el diseño predial para el Sistema Agroecológico (SA).	85
Tabla 5.3.- Especies y variedades de plantas, sus usos y ubicación en el diseño predial para el Sistema Convencional (SC).	89
Tabla 5.4.- Valores de abundancia totales, promedio y desviación standard de cada taxa y para cada unidad de estudio (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico).	93
Tabla 5.5.- Valores (índice) de riqueza (S), abundancia (N), diversidad (H), equidad (J) para SC y SA. Relación biocenótica (S_w) y taxocenótica (S_j) entre SC y SA (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico).	94
Tabla 5.6.- Valores derivadas de la relación establecida entre grupos funcionales para SC y SA (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico).	95
Tabla 6.1.- Parámetros e indicadores de biodiversidad en mesofauna edáfica para diferentes diseños prediales. PN=Pradera Naturalizada; PC=Plantación Convencional; MO=Monocultivo Orgánico; MT=Monocultivo en Transición; HCC= Huerta Campesina Convencional; HCA= Huerta Campesina Agroecológica; CHC= Cultivo de Huerta Convencional; CHA= Cultivo Huerta Asociado.....	108

CAPÍTULO I

1.1.- Introducción General

En un contexto social en que la población, concienciada por los problemas ambientales de origen antrópico, demanda alimentos saludables se requiere de la validación de diseños prediales que garanticen la sustentabilidad de los agroecosistemas mediante manejos y prácticas agroecológicas.

Desde la dimensión técnica de la agroecología, la sustentabilidad se entiende como la reproductibilidad de las estructuras disipativas/bienes fondos (González de Molina y Toledo, 2014) sobre la base de criterios operativos como, entre otros, que “las tasas de emisión de residuos deberían ser iguales a la capacidad de asimilación de los ecosistemas receptores de tales residuos” (Daly y Gayo, 1995), “reducir el uso de la energía y los recursos y regular el insumo energético general de forma que la proporción entre producción/insumo sea alta” (Cadenas, 1995).

En este contexto, el agroecosistema (como unidad holística articulada con la sociedad) se constituye como uno de las principales estructuras disipativas en donde el suelo resulta su componente principal. La biota del suelo compuesto por diversos organismos tienen una misión importante en la movilización de los nutrientes edáficos (Lampkin, 1998). Los invertebrados del suelo, de acuerdo a Lavelle *et al.* (2006), son esenciales en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y representan más del 20% de la diversidad total de especies que han sido descritas. Concretamente, para la mesofauna, se han descrito funciones como la formación de agregados estables (Spence, 1985), regulación de las poblaciones microbianas (Hendrix *et al.* 1990; Wrihy *et al.*, 1989), la descomposición de la materia orgánica (Christiansen *et al.*, 1989) al actuar sobre el trabajo realizado por especies mayores y, en la mineralización de nutrientes (Crossley *et al.*, 1992).

En los últimos años los estudios en mesofauna han estado orientado, fundamentalmente, en ecosistemas de bosques (Rueda *et al.* 2011; Birkhofer *et al.* 2012; Neto *et al.* 2012; Díaz-Aguila y Quideau, 2013; Díaz-Aguilar *et al.* 2013; Boshoff *et al.* 2014; Gan *et al.* 2014; Yiang *et al.* 2015; Renco *et al.* 2015; Wang *et al.* 2015) así como a plantaciones de especies forestales (Rieff *et al.* 2016; Wang *et al.* 2016), los efectos que causan en ella las actividades de restauración o rehabilitación de ecosistemas (Andrés y Mateos, 2006; Socarrás y Rodríguez, 2007; Battigelli, 2011; Magro *et al.* 2013; Zagatto *et al.* 2020) y sus respuestas ante variables ambientales (Araujo *et al.* 2009; Xu *et al.* 2012; Araujo *et al.* 2013; Manu *et al.* 2015; Vestergard *et al.* 2015).

En agroecosistemas, en tanto, los estudios (ya sean exploratorios, descriptivos o experimentales) se han centrado en los efectos, sobre la mesofauna, de técnicas de manejo de cultivo como fertilizantes, biocidas, rotaciones de cultivo, sistemas de labranza, entre otras, (Gizzi *et al.* 2009; Arolfo *et al.* 2010; Bedano *et al.* 2011; Socarrás y Robaina, 2011; Ruan *et al.* 2013; Al-Assiuty *et al.* 2014; Domené *et al.* 2014; Casteldelli *et al.* 2015; Castro *et al.* 2015; Crotty *et al.* 2015; Domené *et al.* 2015; Yang *et al.* 2015; Zhong *et al.* 2015; Zhu y Zhu, 2015; Bedano *et al.* 2016; Zachrisson y Osorio, 2017) en los cuales, la mayoría de ellos, se han llevado a cabo en sistemas convencionales y/o intensivos. A pesar que existen evidencias que los sistemas orgánicos de producción favorecen la biodiversidad edáfica, mejorando con ello la fertilidad del suelo (Mäder *et al.* 2002), son escasos los estudios orientados a la mesofauna del suelo (Da Silva *et al.* 2009; Schon *et al.* 2012; Domínguez *et al.* 2014). Y éstos, aun cuando consideren prácticas de manejo orgánico, la mayoría obedecen a un diseño basado en el monocultivo.

En Chile, en tanto, al igual que en otros países de Sudamérica, son escasos los estudios en mesofauna (Momo y Falco, 2009). Pioneros son los trabajos de Covarrubias *et al.* (1966, 1986, 1989, 1991, 1992, 1993) y Hermosilla y Murúa (1966, 1968) centrados en ecosistemas naturales, entre los principales. En agroecosistemas, en tanto, sólo se encuentran los trabajos de Lara *et al.* (1986) en sistemas agrícolas convencionales.

Como señalan Hole *et al.* (2005) “no está claro si un enfoque holístico de todo el sistema (orgánico) proporciona mayores beneficios a la biodiversidad que las prescripciones cuidadosamente dirigidas aplicadas a áreas relativamente pequeñas de cultivos y / o hábitats no cultivados dentro de la agricultura convencional”, de ahí la necesidad de avanzar en el estudio de la biodiversidad mesofaunística edáfica en sistemas agroecológicos considerando el diseño de cultivos establecido en los agroecosistemas (Socarrás e Izquierdo, 2014).

1.2.- Objetivos de la investigación

a) Objetivo general: Establecer las diferencias y similitudes en la estructura comunitaria de la mesofauna edáfica de agroecosistemas con diferentes diseños agroecológicos.

b) Obejtivos específicos:

b.1.- Determinar el efecto del diseño de un agroecosistema (agrodiversidad planificada, arreglos espacio temporales y manejo) sobre los atributos de la biodiversidad (abundancia, riqueza y diversidad) en las comunidades mesofaunísticas del suelo.

b.2.- Identificar las diferencias y similitudes a nivel taxonómico y biocenótico de las grupos funcionales presentes en las comunidades mesofaunísticas del suelo.

b.3.- Establecer las relaciones entre la biodiversidad de las comunidades vegetales y las comunidades mesofaunístico del suelo en los agroecosistemas.

1.3.- Metodología General

La investigación consideró la evaluación comparada de comunidades edáficas en 4 agroecosistemas distintos de 4 regiones administrativas diferentes de Chile (Figura 1.1). De norte a sur, los agroecosistemas y sus correspondientes comunidades fueron:

- a) Monocultivo de hortalizas convencional (lechuga y tomate) versus al cultivo asociado de lechuga y tomate en la Región Metropolitana.
- b) Pradera naturalizada versus al monocultivo convencional de ciruelo en el valle central de la Región del Maule.
- c) Monocultivo convencional de arándano versus monocultivo orgánico y de transición de arándano en la Región del Biobío.
- d) Huerta campesina convencional versus huerta campesina agroecológica en el secano interior de la Región de la Araucanía.

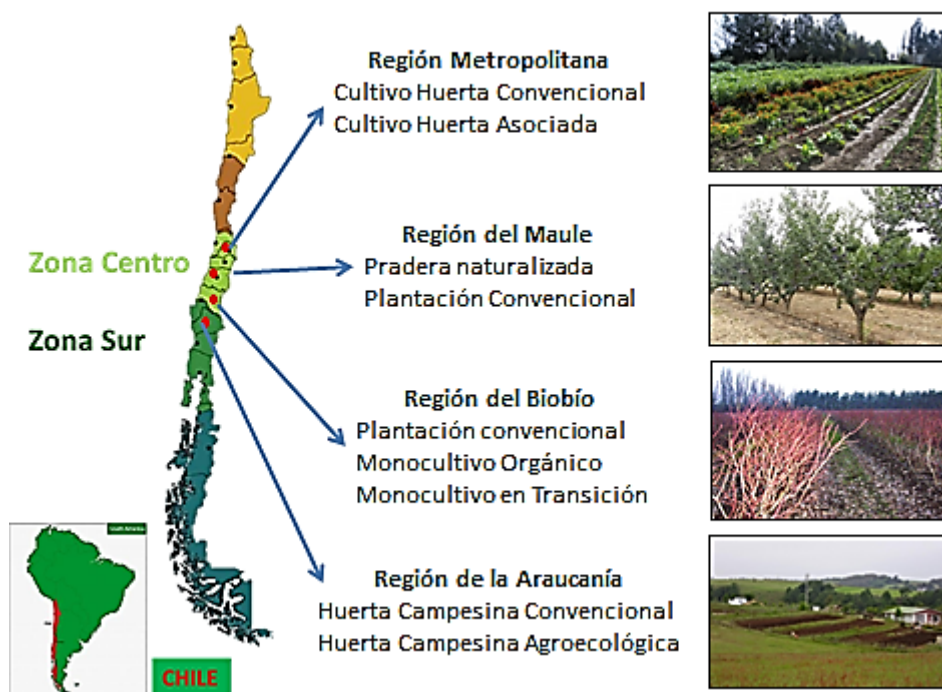


Figura 1.1 Ubicación de los agroecosistemas escogidos

Los criterios utilizados para realizar los muestreos en dichos agroecosistemas fueron de carácter logístico y de representatividad/singularidad. En lo referido a la logística se buscaron sistemas productivos de fácil acceso y cuyos agricultores y agricultoras estuvieran dispuestas a participar de la experiencia o, al menos, facilitar el levantamiento de la información. En cuanto a la singularidad -como aspecto esencial de las iniciativas agroecológicas (Rosset y Altieri, 2018)-, los agroecosistemas escogidos se justifican por lo siguiente:

- a) Para el monocultivo de hortalizas convencional (lechuga y tomate) versus al cultivo asociado de lechuga y tomate, la Región Metropolitana concentra más del 30% de la superficie de la producción hortícola a nivel nacional (INE, 2017), donde la lechuga y el tomate ocupan el segundo y tercer lugar, respectivamente, de superficie cultivada (ODEPA, 2019). La agricultura familiar tiene una participación muy relevante en la producción hortícola, tanto a nivel nacional (Berdegué y Rojas, 2014) como en la Región Metropolitana (Boza *et al*, 2018) y constituye el 60% de la producción entre los pequeños productores familiares orgánicos (Peredo *et al*, 2009). La experiencia fue desarrollada en el Centro de Tecnologías Sustentables (CTS) de la localidad de Buin que cuenta con una unidad demostrativa de agricultura ecológica en la que se llevan a cabo investigaciones con la participación de agricultores y agricultoras de la zona que responden a sus requerimientos y partir de los recursos del entorno y el conocimiento local (Peredo *et al*, 2020).

- b) Para la evaluación de la pradera naturalizada versus el monocultivo convencional de ciruelo se ha escogido esta finca, ya que, este cultivo es uno de los diez frutales con mayor superficie plantada. Además, ocupa el sexto lugar en aumento del volumen de exportación de las frutas frescas en los últimos 10 años (ODEPA, 2019). La Región del Maule, donde se encuentra ubicada esta finca, es una de las regiones donde se concentra la producción agrícola comercial orientada a la exportación. Es la región cuyo PIB sectorial más aporta al PIB regional, la segunda con mayor participación regional en el PIB sectorial nacional y la tercera con mayor aportación al PIB del país (ODEPA, 2019).

- c) Se ha escogido el caso del monocultivo convencional de arándano versus monocultivo orgánico y de transición de arándano, ya que, junto con los viñedos representan las primeras experiencias de conversión a producción orgánica de cultivos comerciales y de exportación (Altieri, 2010). El cultivo de arándano representa la mayor superficie de cultivo orgánico certificado dentro de los frutales menores en Chile (Eguillor, 2015) y los mayores volúmenes de exportación en productos orgánicos (FIA, 2017). De acuerdo a López *et al.* (2020) los valores más altos en contenidos de polifenoles y capacidad antioxidantes de los arándanos en manejo orgánico podrían sostener una estrategia de expansión de la agricultura orgánica con frutos de calidad.
- d) El caso de la huerta campesina convencional versus huerta campesina agroecológica se realizó en el marco de una investigación que tuvo por objetivo evaluar la sustentabilidad en dichos agroecosistemas (Peredo y Barrera, 2019). El criterio de selección del sistema agroecológico obedeció a que fue la única unidad predial- del Programa Global de Conservación de la Biodiversidad Campesina ejecutado por el Centro de Educación y Tecnologías para el Desarrollo del Sur, (CETSUR de Temuco)- del valle de la comuna de Temuco representada por el ecosistema típico Mapuche denominado "Lelfún" (Pérez, 2009) definido como "zona libre de vegetación arbórea plana o con pendiente que se destina a praderas o cultivo y puede extenderse por una hectárea o más" (Pérez, 2004).

Con la elección de estos casos se ha pretendido la mayor representación posible ya que, si se considera las "Áreas homogéneas ambientales y sus patrones dominantes en el uso del suelo" de ODEPA (2019), la depresión intermedia y el valle de secano concentran en conjunto casi el 38% de las explotaciones del país (23,4% y 14,5%, respectivamente). Específicamente, el 54% de las explotaciones agrícolas se encuentran en las regiones de La Araucanía, del Biobío y del Maule que son las regiones donde se ubican los predios evaluados.

Junto con ello se ha pretendido contar, entre los casos seleccionados, con agroecosistemas cuyos diseños representan a monocultivos tanto convencionales como de transición y orgánico, así como de cultivos asociados y biodiversos representados por sistemas comerciales y de autoconsumo como motivación principal.

Las técnicas de muestreo, identificación y análisis, en términos generales, se realizaron con el mismo procedimiento en todos los casos consistente en:

- a) Las muestras de suelo se extrajeron al azar de un tamaño de 10 cm³ escogiendo sitios que pertenecieran a la misma unidad paisajística para garantizar que las variables de sitio en ese lugar (clima y serie de suelo) fueran las mismas en ambas comunidades evaluadas (Lara *et al*, 1986).
- b) La profundidad media establecida (0-10 cm) fue considerada de acuerdo a los niveles de mayor presencia y actividad de la mesofauna edáfica (Neher y Barbecheck, 1999).
- c) Las muestras fueron montadas en un sistema de Berlesse-Tullgren modificado (Lara y Parada, 1982).
- d) Para asegurar la extracción de la mesofauna se dejaron en dicho sistema durante 7 días (Rodrigues Freire *et al*, 2015).
- e) Los organismos se recogieron en alcohol al 75% y los individuos obtenidos fueron estudiados bajo microscopio binocular estereoscópico, contabilizándolos e identificándolos taxonómicamente a nivel de orden, superfamilia o familia.

1.4.- Referencias.

Al-Assiuty ANI, Khalil M A, Ismail AWA, van Straalen NM, Ageba MF. 2014. Effects of fungicides and biofungicides on population density and community structure of soil oribatid mites. *Science of the Total Environment*, 466, 412-420.

Altieri M. 2010. Una estrategia agroecológica en Chile como base para la soberanía alimentaria. *Revista de Medio Ambiente y Desarrollo* 24-29.

Andrés P, Mateos E. 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology* 33: 67–78

Araujo KD, Dantas RT, Andrade AP, Parente HN, Junior EP. 2013. Dinâmica da mesofauna edáfica em função das estações seca e chuvosa em áreas de caatinga sob pastejo. *Brazilian Geographical Journal* 4(2): 663-679

Araujo KD, Parente HN, Correia KG, Rodrigues MQ, Dantas RT, Andrade AP, Souto JS 2009. Influência da precipitação pluvial sobre a mesofauna invertebrada do solo em área de caatinga no semiárido da paraíba. *GeoAmbiente* 12: 1-12.

Arolfo R, Bedano JC, Becker A. 2010. Efectos del cultivo de soja transgénica en siembra directa sobre la taxocenosis de ácaros edáficos en haplustoles del centro de Córdoba. *Ci. Suelo*, 28(2): 191-200.

Battigelli JP. 2011. Exploring the world beneath your feet – soil mesofauna as potential biological indicators of success in reclaimed soils. *Proceedings - Tailings and Mine Waste*, Vancouver, BC, November 6 to 9.

Bedano JC, Domínguez A, Arolfo R. 2011. Assessment of soil biological degradation using mesofauna. *Soil & Tillage Research* 117: 55–60.

Bedano JC, Domínguez A, Arolfo R, Wall LG. 2016. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. *Soil & Tillage Research* 158: 100–109.

Berdegú J, Rojas F. 2014. La agricultura familiar en Chile. Rimisp Grupo de Trabajo Desarrollo con Cohesión Territorial. Documento de Trabajo N° 152.

Birkhofer K, Schöning I, Alt F, Herold N. 2012. General relationships between abiotic soil properties and soil biota across spatial scales and different land-use types. *PLOS ONE* 7(8) e43292.

Boshoff M, DeJonge M, Dardenne F, Blust R, Bervoets L. 2014. The impact of metal pollution on soil faunal and microbial activity in two grassland ecosystems. *Environmental Research* 134: 169–180

Boza S, Cortés M, Prieto C, Muñoz T. 2018 Caracterización y actitudes de los horticultores de la Región Metropolitana de Santiago, Chile. *IDESIA* 36(4):1-9.

Cadenas A. 1995. Conceptos y criterios operativos de sustentabilidad de sistemas de producción agraria, forestal y alimentaria. En: Cadena A.(Ed) *Agricultura y desarrollo sostenible. Serie de estudios*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 71-90p.

Castaldelli A, Sampaio S, Tessaro D, Herrmann D, Sorace M. 2015. Meso e macrofauna de solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering* 35(5): 905-917.

Castro R, Liliana F, Rosana V. Sandler R, Coviella. 2015. Differential contribution of soil biota groups to plant litter decomposition as mediated by soil use. *PeerJ* 3:e826; DOI 10.7717/peerj.826

Christiansen TA, Lockwood JA, Powell J. 1989. Litter decomposition by arthropods in undisturbed and intensively managed mountain brush habitat. *Great Basin Naturalist* 49:562-569.

Covarrubias, R. 1966. Observaciones cuantitativas sobre los invertebrados terrestres antárticos y preantárticos.

Covarrubias, R. 1986. Estado actual de nuestros conocimientos sobre los "Acaros" Oribatida" de Chile. *Acta entomológica chilena*, (13), 167-175.

Covarrubias, R. 1989. Datos sobre fauna de microartrópodos, en un ciclo anual en diferentes substratos de un bosque de "Nothofagus Pumilio". *Acta entomológica chilena*, (15), 131-141.

Covarrubias, R. 1991. Fluctuaciones estacionales de microartrópodos edáficos bajo especies vegetales en la Reserva Nacional Río Clarillo:(Región Metropolitana, Chile). *Acta entomológica chilena*, (16), 81-96.

Covarrubias, R. 1993. Comparación de fauna de microartrópodos, entre bosque nativo y plantaciones de *Pinus Radiata* de reemplazo, en biotopos equivalentes. *Acta entomológica chilena*, (18), 41-51.

Covarrubias R, Covarrubias C, Mellado I. 1992. Microartrópodos en suelos de bosques de *Nothofagus Pumilio* en Parques Nacionales de Chile. *Acta entomológica chilena*, (17), 195-210.

Crossley Jr DA, Mueller BR, Perdue JD. 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes Agriculture, Ecosystems and Environment 40:37-46.

Daly H, Gayo D. 1995. Significado, conceptualización y procedimientos operativos del desarrollo sostenible: posibilidades de aplicación a la agricultura. En: Cadena A (Ed) Agricultura y desarrollo sostenible. Serie de estudios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 19-38

Díaz-Aguilar I, Quideau SA. 2013. Trophic ecology of mesostigmatan and oribatid mites in harvested and control coniferous and deciduous stands of the boreal mixedwood forest determined using ^{15}N stable isotopes. *Soil Biology & Biochemistry* 67: 147-154.

Díaz-Aguilar I, Quideau SA, Proctor H, Kishchuk BC, Spence JR. 2013. Influence of stand composition on predatory mite (Mesostigmata) assemblages from the forest floor in western Canadian boreal mixedwood forests. *Forest Ecology and Management* 309: 105–114.

Domene X, Hanley K, Enders A, Lehmann J. 2015. Short-term mesofauna responses to soil additions of corn stover biochar and the role of microbial biomass. *Applied Soil Ecology* 89: 10–17

Domené X, Mattana S, Hanley K, Enders A, Lehmann J. 2014. Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biology & Biochemistry* 72: 152-162

Domínguez A, Bedano JC, Becker A, Arolfo R. 2014. Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinian temperate soils: Evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology* 83: 170–176

Eguillor P. 2015. Producción orgánica nacional: situación y perspectivas. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. MINAGRI: Chile.

Fundación para la Innovación Agraria. 2017. Canales de comercialización alternativos para el desarrollo del mercado nacional de productos agrícolas orgánicos. Serie Estudios para la Innovación. MINAGRI: Chile.

Gan H, Zak DR, Hunter MD. 2014. Trophic stability of soil oribatid mites in the face of environmental change. *Soil Biology & Biochemistry* 68: 71-77

Gizzi A, Álvarez Castillo H, Manetti P, López A, Clemente N, Studdert G. 2009. Caracterización de la meso y macrofauna edáfica en sistemas de cultivo del sudeste bonaerense. *Ci. Suelo* 27(1): 1-9.

González de Molina M, Toledo V. 2014. *The social metabolism. A socio-ecological theory of historical change.* NewYork, Springer.

Hendrix PF, Crossley Jr DA, Blair JM, Coleman DM. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: *Sustainable Agricultural Systems.* Edwards CA, Lal R, Madden P, Miller RH, House G (Eds.) Soil and Water Conservation Society. USA. 637-654 p.

Hermosilla W, Murúa R. 1966. Estudio ecológico-cuantitativo de la fauna hipógea en la duna de Concón Quintero. *Bol.Prod.Anim.* 4(1-2).

Hermosilla W, Murúa R. 1968. Estudios ecológicos en el archipiélago de Juan Fernández. Biocenosis edáfica de la cumbre Cerro Alto (Isla Masatierra). II Coloquio Latinoamericano de Biología del Suelo. Monográficos II UNESCO, Montevideo.

Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV, Evans AD. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113–130.

Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 2017. *Estadísticas de la producción agrícola.* Gobierno de Chile.

Jiang Y, Yin X, Wang F. 2015. Composition and Spatial Distribution of Soil Mesofauna Along an Elevation Gradient on the North Slope of the Changbai Mountains, China. *Pedosphere* 25(6): 811–824.

Lampkin N. 1998. *Agricultura Ecológica.* MundiPrensa, Madrid.

Lara G, Parada E. 1982. Distribución estatigráfica de la mesofauna edáfica en el Parque Nacional Cerro Ñielol. *Archivos de Biología y Medicina Experimental* 15 (2): 135.

Lara G, Parada E, Butendieck N, Covarrubias R. 1986. Efecto de azinphos-etil sobre la densidad de microartrópodos del suelo en praderas de la IX Región (Chile). *Ciencia e Investigación Agraria* 13(2): 81-89.

Lavelle P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42:3-15.

López M, Illanes M, Jara P, Figueroa I, Fischer S, Wilckens R, Serri H, Schoebitz M. 2020. Changes on phenolic compound contents under different production systems of blueberries. *Bioagro* 32(3): 169-178.

Mäder P, Fliebbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U. 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296:1695-1697.

Magroa S, Gutiérrez-López M, Casado MA, Jiménez MD, Trigo D, Mola I, Balaguer L. 2013. Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering* 60: 81–87

Manu M, Iordache V, Băncilă RI, Bodescu F, Onete M. 2015. The influence of environmental variables on soil mite communities (Acari: Mesostigmata) from overgrazed grassland ecosystems – Romania. *Italian Journal of Zoology* 1-9.

Momo F, Falco L. 2009. *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Universidad Nacional General Sarmiento. Buenos Aires, Ediciones Imago Mundi, 208p

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: *Biodiversity in Agroecosystems*. Collins WW, Qualset CO, CRC Press. USA. 27-47p.

Neto FV, Correia ME, Pereira GH, Pereira MG, Leles PS. 2012. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. R. Bras. Ci. Solo. 36:1407-1417.

Oficina de Planificación y Políticas Públicas, ODEPA, 2019. Panorama de la agricultura chilena. MINAGRI: Chile.

Peredo S, Barrera C. 2019. Evaluación participativa de la sustentabilidad entre un sistema campesino bajo manejo convencional y uno agroecológico de una comunidad Mapuche de la Región de la Araucanía (Chile). Rev. FCA UNCUYO 51(1): 323-336

Peredo S, Barrera C, Martínez JL, Romo J. 2020. Plantas medicinales y aromáticas como hospederas de enemigos naturales de *Saissetia oleae* en arreglos espacio-temporales para el cultivo agroecológico de *Olea europea*. BLACPMA 19(5):

Peredo S, Tedros L, Barrera C. 2009. Lineamientos Estratégicos Para El Desarrollo De La Agricultura Orgánica: El Caso De Los Productores Orgánicos Certificados De La Región Metropolitana. Asociación de Economistas Agrarios de Chile.

Pérez I. 2009. Mujeres curadoras de semillas. Contribución del conocimiento tradicional mapuche y campesino al manejo de la biodiversidad local. CETSUR Ediciones, Temuco. 31 p.

Pérez I. 2004. Ecosistemas Mapuches, diálogo intercultural para la restauración ambiental de la Araucanía, CETSUR Ediciones. Temuco. 14 p.

Renco M, Cerevkova A, Homolova Z, Gomoryova E. 2015. Long-term effects on soil nematode community structure in spruce forests of removing or not removing fallen trees after a windstorm. Forest Ecology and Management 356: 243–252

Rieff G.G, Natal-da-Luz T, Sousa JP, Osório HM, Leandro H, Enilson Luiz S. 2016. Collembolans and mites communities as a tool for assessing soil quality: effect of eucalyptus plantations on soil mesofauna biodiversity. *Current Science* 110 (4):713-719.

Rodrigues Freire L, da Silva Araújo E, Louro Barbara RL. 2015. Tempo de captura de organismos da mesofauna do solo e seus reflexos na interpretação de índices da comunidade edáfica. *R. Bras. Ci. Solo*, 39:1282-1291

Rosset P, Altieri M. 2018. *Agroecología: Ciencia y Política*. La Paz: Fundación Tierra.

Ruan WB, Ren T, Chen Q, Zhu X, Wang JG. 2013. Effects of conventional and reduced N inputs on nematode communities and plant yield under intensive vegetable production. *Applied Soil Ecology* 66: 48– 55.

Rueda, DM, Negrete S, Fragoso C. 2011. Escala de independencia espacial de la mesofauna edáfica en un transecto bosque-pastizal del Jardín Botánico “Francisco Javier Clavijero”. *Acta Zool. Mex.* 27(1): 191-195.

Silva de MG, Oliveira CMD, Junqueira AMR. 2009. Efeito da solarização e da adubação sobre artrópodes em solo cultivado com alface. *Horticultura Brasileira* 27: 465-472.

Schon NL, Mackay AD, Hedley MH, Minor MA. 2012. The soil invertebrate contribution to nitrogen mineralisation differs between soils under organic and conventional dairy management. *Biol Fertil Soils* 48:31–42.

Socarrás A, Izquierdo I. 2014. Evaluación de sistemas agroecológicos mediante indicadores biológicos de la calidad del suelo: mesofauna edáfica. *Pastos y Forrajes* 37(1):47-54.

Socarrás A, Robaina N. 2011. Mesofauna edáfica en diferentes usos de la tierra en la Llanura Roja de Mayabeque y Artemisa, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 347-358.

Socarrás A, Rodríguez M.E. 2007. Evaluación de la mesofauna en áreas rehabilitadas con casuarina y marañón de la zona minera de Moa. *Centro Agrícola* 34 (2):69.

Spence, JR. 1985. Oil, toil & soil: An introduction to the symposium on faunal influences on soil structure. *Quaestiones Entomologicae* 21(4): 3713 -3714.

Vestergård M, Dyrnum K, Michelsen A, Damgaard C, Holmstrup M. 2015. Long-term multifactorial climate change impacts on mesofaunal biomass and nitrogen content. *Applied Soil Ecology* 92: 54–63.

Wang S, Chen HYH, Tan Y, Fan H, Ruan H. 2016. Fertilizer regime impacts on abundance and diversity of soil fauna across a poplar plantation chronosequence in coastal Eastern China. *Scientific Reports* 6:20816.

Wang Z, Yin X, Li X. 2015. Soil mesofauna effects on litter decomposition in the coniferous forest of the Changbai Mountains, China. *Applied Soil Ecology* 92: 64–71.

Wright DH, Huhta H, Coleman DC. 1989. Characteristics of defaunated soils. Effects of reinoculation and the role of the mineral component. *Pedobiologia* 33: 427- 435.

Xu GL, Kuster TM, Günthardt-Goerg MS, Dobbertin M, Li MH. 2012. Seasonal exposure to drought and air warming affects soil collembola and mites. *PLOS ONE* 7(8): e43102.

Yiang Y, Yin X, Wang F. 2015. Composition and Spatial Distribution of Soil Mesofauna Along an Elevation Gradient on the North Slope of the Changbai Mountains, China. *Pedosphere* 25(6): 811–824

Zachrisson B, Osorio O. 2017. Abundancia de collembola (artrópoda: hexápoda) e interacción con los parámetros edáficos, en el agro ecosistema arroz (*Oryza sativa* L., poaceae), en Panamá. *Interciencia* 42(2): 88-93.

Zagatto MRG, Oliveira- Filho LCI, Pompeo PN, Niva CC, Baretta D, Nogueira EJ. 2020. Mesofauna and Macrofauna in Soil and Litter of Mixed Plantations. In: Bran Nogueira Cardoso E., Gonçalves J., Balieiro F., Franco A. (eds) *Mixed Plantations of Eucalyptus and Leguminous Trees*; Springer; Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32365-3_8

Zhu X, Zhu B. 2015. Diversity and abundance of soil fauna as influenced by long-term fertilization in cropland of purple soil, China. *Soil & Tillage Research* 146: 39–46.

CAPITULO II

2.1.- Efectos de las prácticas agrícolas convencionales sobre la biodiversidad de los grupos mesofaunísticos edáficos en un huerto de ciruelos: una aproximación agroecológica.

2.2.- Abstract

The aim of the study was to evaluate the effect of some conventional agricultural practices upon the biodiversity of edaphic mesofaunistic groups. The study was conducted in a prune plantation located in Sagrada Familia, Curicó, which had received urea fertilization as well as glyphosate application for weed control over 15 years. Five 10x10x10 cm random soil samples were collected from the prune plantation and from naturalized grassland used as a control, and placed in modified Berlesse-Tulgren systems for seven days. The soil fauna were then identified and quantified using a Nikon stereomicroscope using a magnification of 40x. The composition of the fauna, its diversity by means of the Shannon-Winner index (H'), the homogeneity (J) of each community and the taxonomic similarities through the Jaccard (S_j) and Winer (S_w) indexes, were determined. It was concluded that the extended use over time of these agricultural practices bring about a disturbance of the ecosystem structure demonstrated by a decrease in the number of specimens and taxonomic richness, with Acarina and Collembola the most affected edaphic groups.

2.3.- Resumen

Con el objeto de evaluar el efecto de prácticas agrícolas convencionales sobre la biodiversidad de los grupos mesofaunísticos edáficos, en la zona central de Chile (Sagrada Familia, Curicó), se llevó a cabo un estudio en un huerto de ciruelos con más de 15 años de fertilización con urea y de aplicación de glifosato para el control de la flora arvense. Para ello, tanto en el huerto de ciruelos como en una pradera naturalizada, utilizada como control, se extrajeron 5 muestras al azar de 10x 10 x 10 cm. La fauna de suelo fue separada por sistemas Berlese-Tullgren modificado durante 7 días para posteriormente ser identificada y cuantificada bajo lupa Nikon de 40x. Se determinó la composición faunística, la diversidad mediante el índice de Shanon-Winner (H') y la homogeneidad (J) de cada comunidad y se compararon las similitudes taxocenóticas y biocenóticas mediante los índices de Jaccard (S_j) y Winer (S_w) respectivamente. Se concluye que el efecto prolongado de dichas labores agrícolas provocan una alteración de la estructura ecosistémica representada tanto por una disminución de la abundancia de individuos como de la riqueza de taxa, siendo Acarina y Collembola los grupos edáficos más afectados.

2.4.- Introducción

La actividad agropecuaria implica la artificialización de ecosistemas naturales y la simplificación de procesos ecológicos, lo que origina cambios en la composición, la estructura y la función del agroecosistema (Altieri, 1999a). Tales impactos provocados por la actividad humana, dependiendo de su lógica y magnitud, provocan efectos dañinos sobre los recursos naturales, cuando éstos sobrepasan las capacidades propias de la naturaleza de regenerar, reponer y reciclar (Reijntes *et al*, 1992).

Tales externalidades negativas de una agricultura industrializada que utiliza tecnologías contaminantes, obedece al hecho de querer superar barreras productivas desconociendo los procesos ecológicos que ocurren en los agroecosistemas (Guzmán *et al*, 2001). Uno de ellos, dice relación con la biodiversidad y con las interrelaciones funcionales que se producen entre los organismos vivos existentes.

La biodiversidad, y específicamente el manejo de ésta, constituye uno de los principios básicos de la Agroecología (Altieri y Nicholls, 1999), para diseñar sistemas de producción sustentables, debido a las ventajas y beneficios que ésta presenta en las dimensiones sociales (Sevilla, 1997), culturales (Toledo, 2001), económicas (Martínez, 1994), agronómicas (Altieri, 1999b) y ecológicas (Gliessmann, 1998).

En la dimensión ecológica, el principal atributo de la biodiversidad es otorgarle mayor estabilidad a los agroecosistemas a través de sus diferentes componentes. Uno de ellos son los organismos del suelo cuyas funciones para una estrategia de mejoramiento de la biodiversidad son la formación de la estructura del suelo, el ciclaje de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y la supresión de enfermedades ocasionadas por agentes patógenos (Altieri, 1999b).

A nivel específico, la biodiversidad edáfica está representada por los grupos funcionales denominados micro, meso y macrofauna, conforme a su tamaño y

la manera de interactuar con su hábitat (Stork y Eggleton, 1992). Concretamente, a la mesofauna corresponden los invertebrados que tienen el tamaño suficiente para vencer la tensión superficial del agua en las partículas del suelo, pero no son suficientemente grandes para romper la estructura del suelo producto de sus movimientos a través de los poros (el ancho de sus cuerpos fluctúa entre los 100 μ m y 2 μ m, Stork y Eggleton, *op. cit.*).

Las funciones que se han descrito para este grupo son el mejoramiento de la estructura del suelo (Primavesi, 1990), a través de la producción de “*fecal pellets*”, importantes en la formación de agregados estables (Spence, 1985), y en el ciclaje de nutrientes (Altieri, 1999b), fragmentando los residuos vegetales y movilizandolos nutrientes (Primavesi, 1990). Además, regulan las poblaciones microbianas (Hendrix *et al.*, 1990; Wright *et al.*, 1989) y son importantes en la descomposición de materia orgánica (Christiansen *et al.*, 1989) al actuar sobre el trabajo realizado por especies mayores y, en la mineralización de nutrientes (Crossley *et al.*, 1992). La mesofauna cumple un rol clave en el funcionamiento del ecosistema edáfico por cuanto ocupa todos los niveles tróficos dentro de la cadena alimentaria del suelo y afecta a la producción primaria de manera directa e indirecta (Neher y Barbercheck, 1999).

Sin embargo, a pesar de la relevancia de este grupo, se han realizado pocos estudios para analizar el efecto de las prácticas agrícolas convencionales sobre éstos, ya que la mayoría de las investigaciones realizadas sobre la biología del suelo han estado enfocadas en ecosistemas como los forestales o las praderas que son manejados de manera menos intensiva que los agrícolas. Por otro lado, los ecólogos le han dedicado más atención al rol de la microfauna sobre las funciones ecosistémicas, mientras que los profesionales del sector agrícola, a su rol en la fijación de nitrógeno y como plagas y patógenos de los cultivos (Neher y Barbercheck, 1999).

Por esta razón, pareció necesario evaluar en qué medida el manejo (a lo largo de su vida) de un huerto frutal, realizado a través de dos prácticas agrícolas convencionales, uso de urea como fertilizante y glifosato como biocida, afecta

la riqueza, abundancia y distribución (equidad) de las comunidades mesofaunísticas del suelo.

2.5.- Materiales y Método

El área de estudio se ubica en Chile mediterráneo, en el sector La Isla (35°02'S; 71°25'0), Comuna de Sagrada Familia, Provincia de Curicó. Consta de dos unidades paisajísticas colindantes y por ende con condiciones climáticas y edáficas similares; una corresponde a un huerto de ciruelos de 15 años (var. Larry Anne) con una superficie de 8 ha y, la segunda, a una pradera naturalizada sin intervención antrópica por más de 15 años, de 650m².

Las labores realizadas por el agricultor durante estos 15 años corresponden a un protocolo simple y habitual en este tipo de producción comercial a baja escala basado en la aplicación de productos sintéticos, con el objetivo de aumentar su producción frutal, mediante el incremento de la fertilidad del suelo y el control de las poblaciones de artrópodos (*Naupactus xanthographus*, *Panonychus ulmi*, *Pseudococcus affinis*, entre otros), antagonistas (*Monilia laxa*) y flora arvense (*Cynodon dactylon*, *Bidens aurea*, *Echinochloa crusgalli*) que interactúan con el cultivo. Los productos utilizados en el protocolo de manejo que podrían incidir en la fauna edáfica son la urea (fertilizante) y el glifosato (biocida) para el control de la flora arvense.

Para evaluar y comparar las comunidades faunísticas, tanto en las hileras de la plantación, considerada como área de tratamiento (T) y en la pradera naturalizada, considerada como área de control (C) se extrajeron 5 muestras al azar, con tres réplicas cada una de 10x10 cm. a una profundidad de 0-10 cm. Se estableció esta profundidad media considerando los niveles de profundidad de mayor presencia y actividad de la mesofauna edáfica (Neher y Barbercheck, 1999).

Las muestras se montaron durante 7 días en un sistema de Berlese-Tullgren modificado (Lara y Parada, 1982) para asegurar la extracción de la mesofauna. Los organismos se recogieron en alcohol al 75% y los individuos obtenidos

fueron estudiados bajo microscopio binocular estereoscópico, contabilizándolos e identificándolos taxonómicamente a nivel de orden, superfamilia o familia.

Con la información obtenida se estimó la densidad absoluta, la riqueza y abundancia de taxa y la diversidad y homogeneidad de ambas comunidades. La densidad absoluta se estimó como $(n/1000)$. La diversidad y dominancia fueron calculadas mediante los índices de Shanon-Winner (H') (Cox, 1968) y Homogeneidad (Equidad) (J) (Krebs, 1985). Además se compararon ambas comunidades para establecer las similitudes taxocenóticas, mediante el Índice de Jaccard (S_j), y biocenóticas mediante el Índice de Winer (S_w) (Saíz, 1980).

2.6.- Resultados y Discusión

La presencia y abundancia de los grupos mesofaunísticos edáficos registrados en la presente investigación, tanto en la comunidad T (tratamiento) ubicada en las hileras de la plantación en el huerto de ciruelos, como en la comunidad C (control) ubicada en la pradera naturalizada se presentan en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Presencia de taxa, densidad absoluta (D_a) y número promedio de individuos y desviación estándar por muestra (N_i) en la comunidad del huerto de ciruelos (T) y en la comunidad de pradera naturalizada (C). (l = larvas, j = juveniles).

Taxa	Comunidad T		Comunidad C	
	D_a (n/m ²)	N_i	D_a (n/m ²)	N_i
Oribatida	0	0	500	25+/-7
Acaridida	0	0	600	30+/-5
Prostigmata	0	0	580	29+/-4.3
Gamasina	40	2+/-2	120	6+/-1
Uropodina	20	1+/-1	0	0
Total Acarina	60	3	1800	90
Entomobryomorpha	0	0	40	2+/-2
Poduromorpha	0	0	100	5+/-2
Symphyleona	0	0	80	4+/-1.5
Total Collembola	0	0	220	11
Chilopoda	100	5+/-2	80	4+/-1
Diplopoda	100	5+/-3	80	4+/-1
Isopoda (j)	0	0	180	9+/-5
Coleoptera				
Curculionidae (l)	300	15+/-8	80	4+/-1
Hymenoptera				
Formicidae	0	0	40	2+/-0.5
Abundancia total		28		124
Riqueza de taxa			5	12

De acuerdo a los resultados obtenidos existen diferencias notables tanto en la presencia y abundancia de los taxa en ambas comunidades (Figura 2.1). Es así como en el área del huerto de ciruelos (comunidad T) sólo se registraron Acarina (Gamasidae y Uropodina), Chilopoda, Diplopoda y Curculionidae

(larvas), destacando significativamente la densidad y abundancia de estos últimos.

En la comunidad edáfica de la pradera naturalizada (comunidad C), el número total de taxa fue de 12, siendo los grupos más abundantes Acarina *in toto*, Collembola e Isopoda. Acarina estuvo representada por cuatro taxa y Collembola por tres.

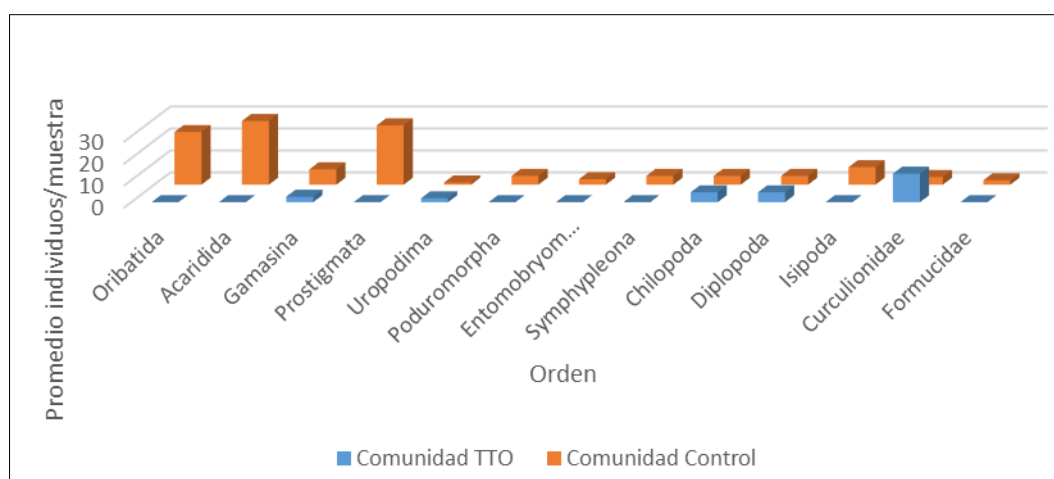


Figura 2.1 Composición faunística, riqueza de taxa y número promedio de individuos por muestra de cada uno de los taxa en las comunidades estudiadas.

La presencia de Acarina y Collembola como grupos mayoritarios registrados en la pradera naturalizada, utilizada como grupo control, corrobora lo señalado por varios autores que han trabajado en comunidades edáficas de ecosistemas naturales (di Castri *et al*, 1961; Covarrubias *et al*, 1964; Harding y Studdart, 1974; Covarrubias y Contreras, 1980; Covarrubias y Valderas, 1981; Lara y Parada, 1982; Samways, 1992; Neher y Barbercheck, 1999).

Los resultados obtenidos en ambos sectores sugieren, como lo ha demostrado Altieri (1999 a y b), cambios en la estructura comunitaria edáfica, producto del manejo realizado en el agroecosistema a través de labores agrícolas convencionales las que, a lo largo del tiempo, modifican la composición de la biodiversidad edáfica.

El principal cambio en la composición y estructura comunitaria de la mesofauna edáfica en el agroecosistema estudiado (comunidad T) corresponde a una significativa disminución taxocenótica y biocenótica de Acarina y Collembola, grupos prioritarios en todos los sistemas edáficos naturales, constituyendo una pérdida, de lo que Altieri (1999b) denomina biodiversidad funcional, indicador determinante y de mayor relevancia que la diversidad absoluta, en los agroecosistemas intervenidos y manejados por agricultores.

El rol más importante de los invertebrados edáficos sobre la estructura del suelo son sus fecas. La fina estructura del suelo y por tanto muchas de sus características estructurales que contribuyen a la fertilidad del suelo está determinada directa (suelo superficial o "top soil") o indirectamente (suelo mineral) por las fecas de los invertebrados (Stork y Eggleton, 1992). La no presencia de colémbolos en las muestras del suelo del huerto frutal, no implica necesariamente ausencia total de ellos dada la condición de agregación de las poblaciones. Sin embargo, su escasa o nula presencia podría estar incidiendo en la función descomponedora de residuos vegetales o de consumidores de productores primarios, estimulándose el crecimiento de hongos y bacterias.

De igual forma, la ausencia o muy baja densidad estarían incidiendo negativamente en la mineralización del suelo por su alimentación selectiva sobre los hongos así como en la humificación del suelo dado su rol de carroñeros no selectivos y mezcladores de material orgánico e inorgánico. La baja densidad del grupo Acarina registrada en el suelo del huerto frutal también afecta negativamente la productividad de éste dado su rol fungívoro, bacterióvoro y depredadores de nemátodos, impidiendo la fragmentación del suelo, la dispersión de los microbios y la estimulación de la actividad microbiana.

El otro hecho importante en el agroecosistema estudiado es la presencia y abundancia de larvas de Curculionidae que representan una de las plagas del cultivo de ciruelos, correspondiente a los estados inmaduros de *Naupactus xanthographus* (burrito o capachito) que desarrolla sus estados larvales en el suelo para luego emerger como adulto. Las larvas registradas en el presente

estudio, corresponden a estados larvales iniciales (neonata); sin embargo el daño a la planta lo causa en su estado adulto a nivel del follaje.

Neher y Barbercheck (1999) señalan que las principales causas de la disminución en la composición mesofaunística en los agroecosistemas frutales, donde la roturación del suelo no es tan intensa como en los cultivos anuales, son la fertilización y la aplicación de biocidas. Para el caso de la fertilización, la aplicación de fertilizantes sintéticos como la urea, provoca una disminución en las comunidades de ácaros, grupo significativo ya que regula las densidades poblacionales de bacterias, hongos y nemátodos dado su rol omnívoro, produciéndose, en consecuencia, una alteración de las cadenas tróficas edáficas.

Altas y repetidas dosis de fertilizantes minerales pueden perjudicar a la mesofauna ya sea por su toxicidad o por la alta presión osmótica debida a la sal. De igual modo, excesos de nitrógeno afectan indirectamente a la mesofauna edáfica al producirse una mayor acidificación del suelo, lo que trae consigo una inhibición del crecimiento y actividad microbiana, alterando, de esta manera, la fuente de alimentación de la mesofauna. Estudios realizados por Andrén y Lagerlöf (1983), sin embargo, indican que si los suelos son abonados simultáneamente con estiércol y materia orgánica, las comunidades de ácaros no disminuyen.

Lara *et al.* (1986), en un trabajo experimental llevado a cabo en una pradera polifítica con más de 10 años libre de acción de insecticidas, demostraron que la acción de plaguicidas, como el azinphos-etil, insecticida organofosforado utilizado para el control de larvas de hepiálidos (cuncunillas negras), ejercen un efecto diferencial en las diferentes superfamilias que comprenden el orden Acarina ya que, unos aumentan su densidad como es el caso de Oribatida, Gamasina y Uropodina, en cambio Acaridida y Prostigmata la disminuyen. En relación a Collembola (Lara *et al.*, *op. cit.*) señalan que este grupo es altamente afectado en su densidad por el azinphos-etil.

Los resultados del presente estudio señalan para la comunidad edáfica del huerto de ciruelos la existencia sólo de Gamasina y Uropodina y en bajas densidades; además de una ausencia total de Collembola. No así en la comunidad control (C) donde los grupos Acarina fueron Oribatida, Acaridida, Prostigmata y Gamasina, y los de Collembola fueron Poduromorpha, Entomobryomorpha y Symphypleona. La presencia de Gamasina y Uropodina en el huerto de ciruelos concuerda con los resultados obtenidos por Lara *et al.* (1986) y por tanto, estos grupos serían resistentes a los plaguicidas o bien favorecidos por ellos.

Ruiz *et al.* (2001) también reportan una disminución de la abundancia de microartrópodos edáficos al usar glifosato para el control de la flora arvense bajo diferentes tratamientos. Esta situación concuerda con lo registrado en el presente estudio ya que este tipo de herbicida, al igual que otros, pese a que su aplicación y efecto es sobre el follaje de las plantas, al llegar al suelo puede provocar efectos sobre la mesofauna al presentar cierto grado de actividad en el suelo.

Con relación a los valores de diversidad y homogeneidad o equidad obtenidos, cabe destacar que el valor de diversidad (H') para la comunidad edáfica control (C) es mayor (H' : 2.96) que la registrada para la comunidad edáfica del huerto de ciruelos (T) (H' :1.81) (Cuadro 2). Los altos valores de equidad u homogeneidad (J) se explican porque no existen taxas dominantes en ninguna de las comunidades estudiadas (Tabla 2.1). Las diferencias en el valor de J entre ambas comunidades están dadas por el valor relativo mayor que presentan las larvas de *Naupactus xanthographus* (Curculionidae) en la comunidad control.

Los bajos valores de S_j y S_w indican que no existen similitudes taxocenóticas ni biocenóticas entre ambas comunidades. (Tabla 2.2 y Figura 2.1). Estos resultados confirman que el manejo de los agroecosistemas a través de prácticas agrícolas convencionales (como la aplicación de urea y glifosato) que responden a una lógica no ecológica, ocasiona cambios en la composición de

taxa, riqueza faunística, abundancia del número de individuos de cada taxa y diversidad en comunidades edáficas.

Tabla 2.2 Valores de Índice de diversidad (H'), homogeneidad (J), similitud taxocenótica (S_J) y similitud biocenótica (S_w) de las comunidades del huerto de ciruelos (T) y pradera naturalizada (C) comunidades.

Indices	Comunidad T	Comunidad C	Comunidad T v/s C
Shannon-Winner (H')(bits)	1.81	2.96	----
Equidad (Homogeneidad) (J)	0.78	0.82	----
Jaccard(S_J)	----	----	0.31
Winner(S_w)	----	----	0.13

Finalmente, cabe destacar que de los resultados del presente estudio se desprende que la práctica de labores agrícolas convencionales, de manera periódica y repetida en el tiempo, no sólo ha alterado la estructura comunitaria mesofaunística edáfica, sino que es probable que también se haya alterado el flujo de energía y materiales en dicho agroecosistema y, por tanto, la productividad de éste.

Numerosos estudios confirman que cuando se realizan labores agrícolas de naturaleza ecológica, como las practicadas en la agricultura orgánica, los efectos negativos sobre la densidad y riqueza de microartrópodos son bajos, pudiendo ser positivos en algunos casos, a diferencia de lo que ocurre en la agricultura convencional (Tiainen *et al.*, 1989; Paoletti y Pimentel, 1992; Paoletti *et al.*, 1995; Pfiffner *et al.*, 1995; Mader *et al.*, 1996; Pfiffner y Niggli, 1996; Pfiffner, 1997; Reddersen, 1997), situación no registrada en el presente estudio.

2.7.- Conclusiones

Conforme a los resultados obtenidos en esta investigación, se puede concluir que el uso de urea como fertilizante y glifosato como herbicida, como parte del manejo del huerto de ciruelos estudiado, han afectado la composición faunística, la densidad absoluta, la abundancia de individuos de cada taxa y la riqueza de los taxa mesofaunísticos edáficos, siendo los grupos más afectados los microartrópodos Acarina y Collembola, cuyas funciones en un agroecosistema son esenciales para mantener la productividad del suelo.

2.8.- Referencias

Altieri MA. 1999a. Agroecología: Bases Científicas para una Agricultura Sustentable. Ed. Nordan-Comunidad. Montevideo-Uruguay. 338p.

Altieri MA. 1999b. Dimensiones Multifuncionales de la Agricultura Ecológica en América Latina. Ed. PED-CLADES / CIED. Lima-Perú. 82p.

Altieri MA, Nicholls C. 1999. Agroecología. Teoría y Práctica para una Agricultura Sustentable. Ed. Red de Formación Ambiental. PNUMA. 250p.

Andren O, Lagerlóf J. 1983. Soil fauna (microarthropods, enchytraeids, nematodes) in Swedish agricultural cropping systems. Acta Agric. Scand. 33:33-52.

Christiansen TA, Lockwood JA, Powell J. 1989. Litter decomposition by arthropods in undisturbed and intensively managed mountain brush habitat. Great Basin Naturalist 49:562-569.

Crossley DA, Mueller BR, Perdue JC. 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. Agriculture, Ecosystems and Environment 40:37-46.

Covarrubias R, Rubio I, di Castri F. 1964. Observaciones ecológico-cuantitativas sobre la fauna edáfica de zonas semiáridas del Norte de Chile (Provincias de Coquimbo y Aconcagua). Monog. Ecología y Biogeografía de Chile. Bol. Prod. Anim. (Chile) Serie A N 2: 1-109.

Covarrubias R, Contreras C. 1980. Fenología de microartrópodos asociados a *Laretia acaulis*. Archivos de Biología y Medicina Experimental 13(1):58.

Covarrubias R, Valderas J. 1981. Datos ecológicos sobre microartrópodos terrestres en ecosistemas australes de Chile. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile 38:77-84.

Cox GW. 1968. Laboratory Manual of General Ecology. Brown Company Publishers. Iowa. 165p.

di Castri F, Hermosilla W, Saiz F, Vitali V. 1961. Primeras prospecciones sobre la fauna edáfica chilena. Bol. IV Conv. Med. Vet. Santiago. 29-33.

Gliessman S. 1998. Agroecology. Ecological Processes in Sustainable Agriculture. Ann Arbor Press. USA. 357p.

Guzmán G, Sevilla E, González De Molina M. 2001. Introducción a la Agroecología como Desarrollo Rural Sostenible. Ed. Mundiprensa. Madrid. 535p.

Harding DJL, Studdart RA. 1974. Microarthropods. In: Biology of Plants Litter Decomposition. Dickinson DH, Pugh GJF (eds.) Academic Press. Nueva York. 289-532p.

Hendrix PF, Crossley DA, Blair JM, Coleman DC. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: Sustainable Agricultural Systems. Edwards CA, Lal R, Madden P, Miller RH, House G (Eds.) Soil and Water Conservation Society. USA. 637-654 p.

Krebs CJ. 1985. Ecología. Estudio de la Distribución y la Abundancia. Ed. Harper & Row Latinoamericana. México.753 p.

Lara G, Parada E. 1982. Distribución estatigráfica de la mesofauna edáfica en el Parque Nacional Cerro Ñielol. Archivos de Biología y Medicina Experimental 15 (2): 135.

Lara G, Parada E, Butendieck N, Covarrubias R. 1986. Efecto de azinphos-etil sobre la densidad de microartrópodos del suelo en praderas de la IX Región (Chile). Ciencia e Investigación Agraria 13(2): 81-89.

Mader P, Pfiffner L, Fliebach A, von Lutzow M, Munch JC.1996. Soil ecology.The impact of organic and conventional agriculture on soil biota and its significance for soil fertility. Fundamentals of organic agriculture. Proceedings of the 11th .IFOAM Scientific conference, August 11-15, 1996, in Copenhagen, Troeles V. Ostergaard (ed): IFOAM, Tholey – Theley, 24-46 p.

Martínez J. 1994. De la economía ecológica al ecologismo popular. Icaria Editorial, S.A. Barcelona. 356p.

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: Biodiversity in Agroecosystems. Collins WW, Qualset CO, CRC Press. USA. 27-47p.

Paoletti MC, Pimentel D. 1992. Biotic diversity in agroecosystems. Special issue of Agriculture, Ecosystems and Enviroment 40: 3-32.

Paoletti MC, Sommagio D, Petruzzelli G, Pezzarossa B, Barbafieri M. 1995. Soil vertebrates as monitoring tools for agricultural sustentability. Polskie Pismo Entomologiczne 64: 113-122.

Pfiffner L. 1997. Welchen beitrag leistet der ôkologische Landbau zur Fôrderung der kleintierfauna In: Weiger H, Willer H (eds), Naturschutz durch

ökologischen Landbau. Ökologische Konzepte 95. Deukalion Verlag, Holm, 93-120.

Pfiffner L, Besson JM, Niggli U. 1995. DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen Biologisch-dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. II. III. Boden: Untersuchungen über die epigäischen Nutzarthropoden, insbesondere über die Laufkäfer. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung. Sonderheft DOK 1: 1-15.

Pfiffner L, Niggli V. 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture* 12: 353-264.

Primavesi A. 1990. Manejo Ecológico do Solo .Ed. Nobel. Brasil. 549p.

Reijntjes C, Haverkort B, Waters-Bayer A. 1992. Farming for the Future. An Introduction to Low-external-input and Sustainable Agriculture. Macmillan Press. Hampshire, UK. 250p.

Reddersen J. 1997. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Biological Agriculture and Horticulture* 15:61-71.

Ruiz P, Novillo C, Fernandez-Anero J, Campos M. 2001. Soil arthropods in glyphosate tolerant and isogenic maize lines under different soil/weed management practices. In: Conservation Agriculture, a worldwide challenge. Vol 2. Proceedings from the 1st World Congress on Conservation Agriculture. Madrid, 1-5 october, 2001, 5936 – 5945 p.

Saiz F. 1980. Experiencias en el uso de criterios de similitud en el estudio de comunidades. *Archivos de Biología y Medicina Experimental* 13:387-402.

Samways MH. 1992. Some comparative insect conservation issues of north temperate, tropical and south temperate landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 40: 137-154.

Sevilla E. 1997. La agroecología como marco teórico para el desarrollo rural. En: Paisaje y Desarrollo Integral en Áreas de Montaña. VII Jornadas sobre el Paisaje. Ministerio del Medioambiente. Madrid, 135-150p.

Spence JR. 1985. Oil, toil & soil: An introduction to the symposium on faunal influences on soil structure. *Quaestiones Entomologicae* 21(4): 3713 -3714.

Stork NE, Eggleton P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7 (1-2): 38-47.

Tiainen J, Hanski I, Pakkala T, Piironen J, Yrjola R. 1989. Clutch size, nestling growth and nestling mortality of the Starling *Sturnus vulgaris* in South Finnish agroenvironments. *Ornis fennica* 66:41-48.

Toledo VM. 2001. Indigenous Peoples and Biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity* 3: 451- 463.

Wright DH, Huhta V, Coleman DC. 1989. Characteristics of defaunated soils. Effects of reinoculation and the role of the mineral component. *Pedobiologia* 33: 427- 435.

CAPITULO III

3.1.- Estructura comunitaria de la mesofauna edáfica de plantaciones de arándanos bajo manejo convencional y orgánico.

3.2.- Abstract

The aim of the present study was to determine and compare taxa richness, abundance and diversity of the edaphic mesofauna community between plantations of cranberries (*Vaccinium* sp.) subjected to organic and conventional management in farms in central-south Chile (37°28'S), as also to evaluate changes produced in their diversity and abundance diversity and abundance, as result of the change from conventional to organic management. In July 2006 two farms were chosen, one with one year under organic management (OM1) and a second one under six years of certified organic management (OM6). Each farm was divided in four quadrants, each one with a surface of 2,500 m². In each quadrant was extracted one sample with six replicas of 188.5 cm³ each. Samples were processed in the laboratory using the Berlesse-Tullgren system for the extraction of mesofauna and the subsequent counting and identification of specimens. To compare the organic managed plantation, it was selected a farm under conventional management (CM) with similar climatic and edaphic conditions. On each parcel, taxa richness, abundance, alpha (α) diversity, dominance and beta (β) diversity were determined. Significant differences between diversity values were determined with Student's t test ($\alpha = 0.05$). It is concluded that taxa richness is similar in all plantations, independent of agricultural management, whereas abundance of each taxon individually is different between both types of management. There are significant differences in diversity between the organic plantations (OM1 versus OM6) and between the conventional (CM) versus organic plantations ($P < 0.05$). Qualitative (taxocenotic) and quantitative (biocenotic) similarity recorded in the edaphic communities from both types of plantation management may be explained by soil type and climate similarity, as well as by the homogeneity of the edaphic ecosystem.

3.3.- Resumen

El objetivo del presente estudio fue determinar y comparar riqueza de taxa, abundancia y diversidad de la comunidad de la mesofauna edáfica entre plantaciones de arándanos (*Vaccinium* sp.) expuestas a manejo orgánico y convencional en predios de la zona centro sur de Chile ($37^{\circ}28'S$) así como también evaluar cambios producidos en su diversidad y abundancia como resultado del cambio desde manejo convencional a orgánico. En julio del 2006 fueron elegidos dos predios, uno con un año bajo manejo orgánico (MO1) y el segundo bajo manejo convencional durante seis años (MO6). Cada predio fue dividido en cuatro cuadrantes, cada uno con una superficie de 2.500 m^2 . De cada cuadrante se extrajo una muestra con seis réplicas de 188.5 cm^3 cada una. Las muestras fueron procesadas en el laboratorio empleando un sistema Berlesse- Tullgren para la obtención de la mesofauna y el consiguiente conteo e identificación de los especímenes. Para comparar la plantación bajo manejo orgánico, se seleccionó un predio bajo manejo convencional (MC) con condiciones climáticas y edáficas similares. En cada parcela se determinó riqueza de taxa, abundancia, diversidad alfa, dominancia y diversidad beta. Se determinaron diferencias significativas entre valores de diversidad mediante el test t de Student ($\alpha=0.05$). Se concluyó que riqueza de taxa es similar en todas las plantaciones, independientemente del tipo de manejo (MO) y (MC), en tanto que la abundancia de cada taxón es diferente en ambos tipos de manejo. Hay diferencias significativas en la diversidad entre las plantaciones orgánicas (OM1 versus OM6) y entre las plantaciones convencionales (CM) versus las plantaciones orgánicas (MO) ($P < 0.05$). Los valores similares entre similitud cualitativa (taxocenótica) y similitud cuantitativa (biocenótica) registrada en las comunidades edáficas en plantaciones con ambos tipos de manejo (tradicional y orgánico). Esta similitud puede ser explicada por las semejanzas del tipo de suelo y clima así como por la homogeneidad del ecosistema edáfico.

3.4.- Introducción

A nivel de agricultura arable y de ganadería, se ha puesto énfasis en la importancia de la fauna edáfica para una agricultura sustentable, basado en sus múltiples funciones en el ecosistema (Primavesi, 1990, Hendrix *et al.*, 1990, Crossley *et al.*, 1992, Stork & Eggleton, 1992, André *et al.* 2001). De hecho, se ha demostrado que las prácticas de manejo llevadas a cabo en la agricultura incrementa la diversidad funcional de micro artrópodos (Paoletti & Pimentel, 1992, Mader *et al.*, 2002, Benttsson *et al.*, 2005, Diepeningen *et al.*, 2006) en comparación con prácticas convencionales (Lara *et al.*, 1986, Doles *et al.*, 2001, Peredo *et al.*, 2002).

En Chile no hay estudios sobre estructura de comunidades de fauna edáfica en suelos sujetos a manejo orgánico. Sobre esto, hemos hipotetizado que cuando en una plantación se inicia manejo orgánico después de haber estado sometida esta plantación a manejo convencional, la incorporación de grandes cantidades de material orgánico al suelo, se incrementará la diversidad de recursos para los organismos edáficos. Por lo tanto, podemos esperar encontrar una estructura de comunidades conformada por una gran diversidad de taxa a baja abundancia en plantaciones de blueberries (*Vaccinium*_sp.) que están en un año de transición desde un manejo convencional a uno orgánico.

Por otro lado, en plantaciones sometidas a mayores períodos de manejo orgánico, podemos esperar encontrar sólo aquellos organismos mesoedáficos que se adaptan a esta condición, con una reducción en la diversidad de taxa pero con un incremento en la abundancia de las especies. Al mismo tiempo, esperamos que la estructura de la comunidad edáfica de plantaciones bajo prácticas agrícolas convencionales diferirán en abundancia y diversidad comparadas con prácticas orgánicas.

En este contexto, los objetivos de esta investigación fueron i) determinar y comparar riqueza de taxa, abundancia y diversidad de la estructura de comunidades de la mesofauna entre plantaciones sujetas a manejo orgánico y convencional en predios de la zona centro sur de Chile, y ii) evaluar los

cambios en su diversidad y abundancia como resultado del cambio de manejo de uno convencional a otro orgánico.

3.5.- Materiales y Método

a.- Área de Estudio.

El estudio fue llevado a cabo en plantaciones de arándanos *Vaccinium* sp. de un predio privado ubicado a 15 km al oeste de la ciudad de Los Ángeles, Región Del Biobío (37°28'S). El clima de la zona es Mediterráneo. La precipitación media anual es 1.303 mm, principalmente concentrada entre marzo y agosto. La temperatura media máxima (enero) corresponde a 29° C y la temperatura mínima promedio del período frío (julio) es de 5°C (Del Pozo & Del Canto, 1999). Los suelos han derivado de cenizas volcánicas recientemente depositadas sobre un sustrato irregular que es compacto pero no cementado, con baja permeabilidad. Los suelos son muy profundos bien drenados, con una alta retención de humedad (Tosso, 1985).

El manejo orgánico utiliza insumos permitidos por las normas de certificación internacional, que consisten principalmente en incorporación periódica de compost elaborado con estiércol obtenido de plántulas avícolas, complementado con la incorporación de roca fosfórica en invierno y compost de té a través del sistema de irrigación.

Por otro lado, en el manejo convencional, el suelo es fertilizado con fósforo (superfosfato triple) en otoño y nitrógeno (urea) en primavera, mediante productos químicos sintéticos. El control de malezas se realiza mecánicamente complementado con herbicidas (Glifosato, Azolan) y herbicidas residuales emergentes (Simazina más Pendimetanil) en primavera.

b.- Diseño de muestreos.

Se seleccionaron dos predios, uno con un año bajo manejo orgánico (MO1) y un segundo predio con seis años de manejo orgánico certificado (MO6). MO1 se consideró como una plantación de transición ya que anteriormente había estado sujeto a manejo convencional. Cada predio fue dividido en cuatro cuadrantes de 2.500 m².

En cada uno se extrajo una muestra con seis réplicas de 188,5m² cada una. La extracción de las muestras se realizó con un core a una profundidad de 15cm. Esta profundidad se determinó considerando aquella profundidad con mayor cantidad y actividad de fauna meso edáfica (Neher & Barbercheck, 1999). Las muestras se montaron en sistemas de Berlesse-Tullgren durante siete días (Lara *et al.*, 1986) a fin de asegurar la obtención de organismos edáficos.

Transcurrido el tiempo establecido (siete días) los organismos obtenidos fueron mantenidos en alcohol al 75% y posteriormente bajo lupa estereoscópica, contados e identificados a nivel de orden y sub orden para comparar y analizar diversidad y abundancia de meso fauna edáfica.

Para comparar los resultados obtenidos en las muestras obtenidas de predios con manejo orgánico con predios con manejo convencional, se eligió un predio con esta característica con similar características climáticas y edáficas. El diseño de muestreos y obtención del material biológico, se realizó de igual manera que en los predios con manejo orgánico.

c.- Análisis de datos.

Se determinó la riqueza y abundancia de taxa por cuadrante así como también la diversidad y homogeneidad de los grupos meso faunísticos en cada tipo de plantación (MC, MO1 y MO6) (*sensu* Doles *et al.*, 2001). La densidad fue estimada en (n m⁻²). La densidad y dominancia fueron calculadas utilizando el índice de Shannon (H') (Cox, 1968) y el índice de Homogeneidad (Equidad) (J) (Krebs, 1985).

Además se determinó la diversidad a fin de establecer las similitudes taxocenótica y biocenótica mediante el índice de Bray Curtis, utilizando el software Biodiversity Pro. Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los valores de los índices de diversidad obtenidos en las dos comunidades (MO1- MP) en el primer año, se aplicó el test de Student (= 0,05) (Zar, 1999).

3.6.- Resultados y Discusión

La Tabla 3.1 muestra los resultados registrados en el presente estudio con los respectivos valores de abundancia y densidades. En ambas, plantaciones manejadas forma orgánica y convencionalmente, fueron registrados los mismos taxa de meiofauna edáfica con la excepción de Protura, registrado solamente en la plantación con manejo convencional (MC) y Diplopoda registrado solamente en plantaciones con manejo orgánico (MO1 y MO6), en ambos casos con abundancia muy baja (Tabla 3.1).

Tabla 3.1 Abundancia (A), promedio (X), desviación estándar (DE) y densidad (D) de los taxa mesofaunísticos edáficos presentes en plantaciones de *Vaccinium* sp con manejo convencional (CM) vs. plantaciones de *Vaccinium* sp con manejo de 1

Taxa	CM			OM1			OM6		
	A	X (DE)	D:n/m ²	A	X (DE)	D:n/m ²	A	X (DE)	D:n/m ²
<i>Oribatida</i>	725	29(26)	14500	235	9,4(6,6)	4700	404	16,2(13)	8100
<i>Gamasida</i>	65	2,6(3,5)	1300	108	4,3(3,1)	2150	104	4,2(3,4)	2100
<i>Uropodina</i>	9	0,4(26)	200	6	0,2(0,5)	100	12	0,5(08)	250
<i>Prostigmata</i>	117	4,7(3,5)	2350	34	1,4(1,2)	700	33	1,3(1,5)	650
<i>Tarsonemida</i>	50	2(2,7)	1000	179	7,2(8,2)	3600	95	3,8(6)	1900
<i>Acaridida (A+L)</i>	52	1,4(4)	700	255	10,1(19)	5050	493	16,5(60)	8250
Total Acarina	1018			817			1141		
<i>Entomobryomorpha</i>	38	1,5(2,3)	750	114	4,6(6,6)	2300	69	2,8(2,9)	1400
<i>Poduromorpha</i>	128	5,1(6,7)	2550	83	3,3(5,7)	1650	70	2,8(3,7)	1400
<i>Symphyleona</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total Collembola	166			197			139		
<i>Diplopoda</i>	0	0	0	4	0,2(0,5)	350	2	0,1(0,3)	50
<i>Quilopoda</i>	8	0,3(0,9)	150	3	0,1(0,3)	50	1	0,04(0,7)	20
<i>Protura</i>	1	0,04(0,2)	20	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera (L)</i>	1	0,04(0,2)	20	20	0,8(2,6)	400	3	0,1(0,3)	50
<i>Nematoda</i>	3	0,12(0,3)	60	14	0,6(1,1)	280	9	0,4(0,7)	200
Abundancia total	2378		23540	2055		21050	2566		24170
Promedio	158,5		1810,8	137,0		1619,2	171,1		1859,2

año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.

Los taxa más abundantes de meso fauna edáfica en ambas plantaciones de *Vaccinium* sp. Fueron Acarina y Collembola. Diferencias en abundancia se registraron entre las plantaciones con manejo orgánico (MO1 y MO6) y en la plantación con manejo convencional (MC). EN este sentido, aunque la presencia/ausencia de grupos de meso fauna edáfica fue similar en ambos tipos de plantaciones de arándanos, se observaron claras diferencias en la abundancia de cada taxón en las diferentes plantaciones.

El taxón más abundante de meso fauna edáfica en todas las plantaciones bajo manejo orgánico fue Acariidida, seguido en orden descendiente, por Oribatida, Tarsonemida y Gamasida; Entomobryomorpha fue el más abundante en Collembola (Tabla 3.1). En la plantación con manejo convencional (MC), el taxa más abundantes de Ácaros fueron Oribatida y Prostigmata, y Poduromorpha entre los Collembola. En relación al análisis de los valores obtenidos entre las plantaciones orgánicas, en MO1 se registraron 235 individuos de Oribatida. Este valor se incrementó casi al doble en MO6 (Tabla 3.1).

De acuerdo a Pelletier (2002) este grupo se especializa en la explotación de hábitats temporales, comportándose como un estratega +r, con una alta tasa de reproducción y ciclo de vida corto (8 a 21 a 21 días). Este comportamiento es favorecido por la existencia de hipopus, un estado larval que se dispersa de manera efectiva a hábitats abundantes en alimento.

Tarsonemida incrementó notablemente su abundancia en MO1, estabilizándose en plantaciones con más tiempo bajo manejo orgánico (MO6). El siguiente taxón en abundancia fue Gamasida, con abundancia muy similar entre las diferentes plantaciones (MO1, MO6 y MC). Collembola, Entomobriomorpha y Poduromorpha son más abundantes en MO1 que en MO6 (Figura 3.1).

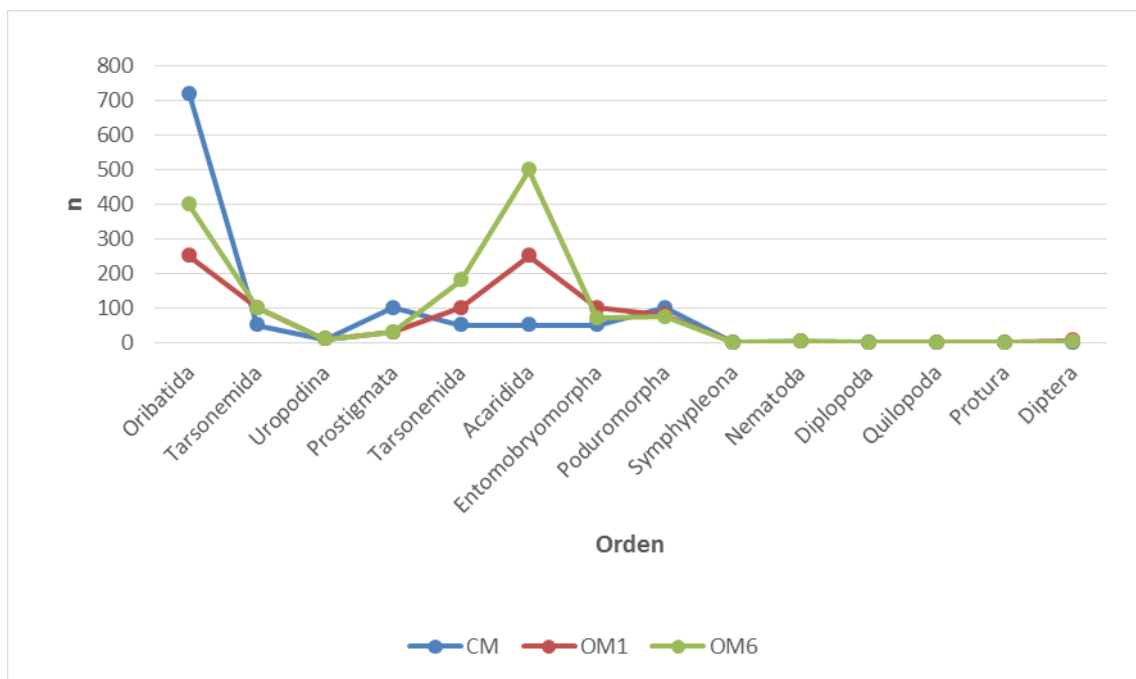


Figura 3.1 Comparación de la abundancia de los taxa mesofaunísticos edáficos en plantaciones de *Vaccinium* sp con manejo convencional (CM) versus plantaciones de *Vaccinium* sp con un año (OM1) y seis años (OM6) de manejo orgánico.

En la plantación con manejo convencional (MC) Oribatida es el taxón más abundante, con los valores más altos de todas las plantaciones estudiadas, alcanzando un total de 725 individuos, seguido por Poduromorpha con 128 individuos y Prostigmata con 117 individuos por (Figura 3.1). Estudios sobre mesofauna edáfica realizados por Peredo *et al.*, (2002) en plantaciones de ciruelos con manejo tradicional en la región central de Chile, reportó sólo la presencia de Gamasida y Uropodina (Acarina) en baja abundancia así como la ausencia total de Collembola. Por otra parte, los resultados del presente estudio sobre estructura de comunidades edáficas en las plantaciones con manejo orgánico, concuerdan con estudios de Peredo *et al.*, (2002) en praderas naturalizadas en las cercanías de las plantaciones de ciruelas.

La Tabla 3.2 muestra los valores de diversidad (H') y homogeneidad (J) para cada tipo de plantación. Aun cuando los valores de H' son similares entre las plantaciones orgánicas, el valor más alto se registró en OM1. Esto era lo esperado puesto que esta plantación se consideró como en transición a orgánica, en el cual los agroquímicos consumidos del manejo tradicional pre

existente están siendo reemplazados por otros alternativos de baja energía, posibilitando un mayor desplazamiento hacia el interior del suelo de diferentes grupos mesofaunísticos en busca de alimento (Altieri, 1999).

Tabla 3.2 Valores de diversidad (H'), diversidad máxima (H máx.), homogeneidad (J) y riqueza de los taxa mesofaunísticos edáficos presentes en plantaciones de *Vaccinium* sp con manejo convencional (CM) vs. plantaciones de *Vaccinium* sp con manejo de 1 año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.

Indices	CM	OM1	OM6
Shannon H' Log Base 10,	0,61	0,852	0,712
Shannon H_{max} Log Base 10,	1,079	1,079	1,079
Shannon J'	0,565	0,79	0,66
Riqueza de Taxa	12	12	12

En la otra plantación orgánica (MO6) dado el mayor tiempo de exposición al manejo orgánico la estabilidad de los valores de diversidad de la meso fauna edáfica podrían ser explicados por la acumulación de materia orgánica, proveyendo un sustrato que libera nutrientes y una mantención adecuada de la estructura del suelo. Esta estabilidad se traduce en una riqueza en taxa la que estaría representada por aquellos grupos que se adaptan mejor al manejo orgánico.

Las diferencias en los valores de H' entre MO1 y MO6 que muestran los valores más altos y más bajos respectivamente de H' fueron significativas ($P < 0,05$). Las diferencias entre los valores de H' entre plantaciones con manejo orgánico y plantaciones con manejo tradicional fueron también significativas ($P < 0,05$) lo que indicaría cambios en las comunidades edáficas mesofaunísticas sometidos a conversión orgánica.

Estudios realizados por Schrader *et al.*, (2006) en comunidades de Collembola sometidas a conversión orgánica en el norte de Alemania (Trenhorst) indicaron también un incremento en la diversidad después de tres años. En el presente estudio, las comunidades de micro artrópodos incrementaron significativamente los valores de diversidad durante el año de transición a manejo orgánico (OM1)

en tanto que en OM6 este parámetro disminuyó, para luego estabilizarse en un valor menor que en OM1, pero mayor que en MT.

Los valores de Homogeneidad (J') (Tabla 3.1) difirieron entre MC y MO1. El valor más bajo obtenido en MC se explica por la alta dominancia de Oribatida en tanto que el valor más alto de MO1 se explica por la reducida dominancia entre taxa. Estos resultados corroboran el cambio estructural experimentado por las comunidades meso edáficas en plantaciones de arándanos sometidas a un cambio de manejo (de convencional a orgánico) como lo fue en MO1.

Como se señaló más arriba, hay una alta similitud taxocenótica (cualitativa) entre los grupos de fauna meso edáfica registrados entre las plantaciones bajo manejo orgánico (MO1 y MO6) y los de taxa registrados en MO (Figura 3.2A). Sin embargo, hay diferencias significativas en la biocenosis de las comunidades meso edáficas en los dos tipos de plantaciones como se muestra en la Figura 3.2B.

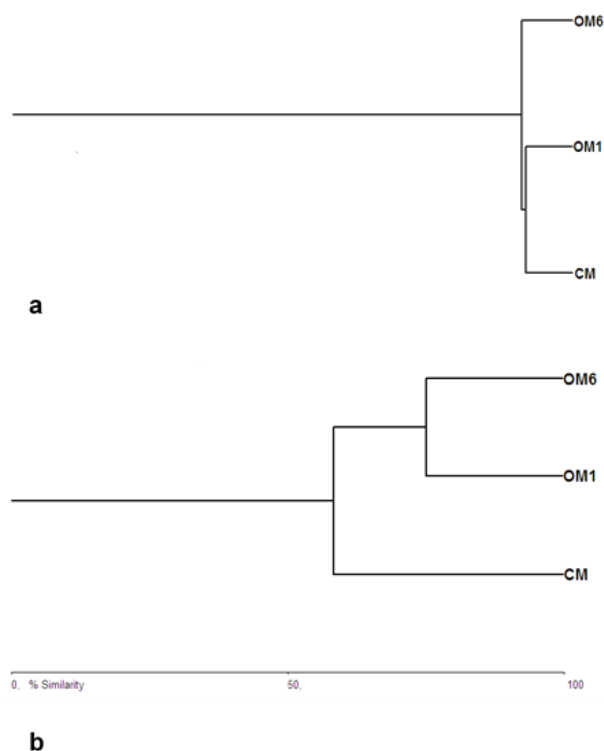


Figura 3.2 Dendrograma de similitudes taxocenóticas (a) y biocenóticas (b) de plantaciones *Vaccinium* sp con manejo convencional (CM) y plantaciones de *Vaccinium* sp con 1 año (OM1) y 6 años (OM6) de manejo orgánico.

El dendrograma muestra dos grupos de similitud separados a nivel de 50,62% que separa la comunidad de MC de aquella de MO. Al mismo tiempo, las plantaciones orgánicas (MO1 y MO6) son similares al 75%.

Esta alta similitud podría explicarse por las similares condiciones de nicho generadas después del año de transición. Bargett (2002) señala que del gran número de estudios hechos a la fecha, pocos muestran que la diversidad edáfica es regulada por competencia o perturbaciones. Más bien su regulación puede ser atribuida a la naturaleza del suelo, dada la variedad extrema de hábitats tanto en espacio como en tiempo y de espacio proveída por división por nicho, recursos o especialización del hábitat, permitiendo así la coexistencia de especies o taxa.

En este sentido, los resultados del presente estudio indican alta cualitativa y cuantitativa similitud entre las comunidades mesofaunísticas en ambos tipos de manejo (orgánico y convencional). Esto puede ser explicado por similitudes in el tipo de suelo o aquellas debido a la homogeneidad del hábitat, puesto que el control de malezas en este monocultivo tiene impacto en la homogeneidad de las raíces bajo la superficie del suelo. De esta manera, se constituye un hábitat similar tanto en plantaciones con MC como con MO así como una disponibilidad similar de recursos para organismos edáficos, corroborando las indicaciones de Bargett (2002).

Los resultados de este estudio nos permiten señalar que Oribatidae es el grupo dominante de arácnidos en el tipo de suelo y clima en el lugar donde las plantaciones de arándanos se encuentran ubicadas aunque es expresada de manera satisfactoria en plantaciones con manejo convencional (MC). Estos resultados concuerdan con aquellos de Noti *et al.*, (2003) quienes señalan que las propiedades del suelo, especialmente la cantidad humedad, la que se incrementa en mayor proporción en invierno en climas templados, son fundamentales para la expresión de la abundancia de Oribatida.

Por otro lado, Acaridida es el taxón que presenta la mejor expresión en plantaciones con manejo orgánico (MO) y probablemente influencia el desarrollo de Oribatida, dada la baja abundancia encontrada en estas poblaciones comparadas con aquellas en plantaciones con manejo convencional.

La alta riqueza de taxa en las plantaciones orgánicas (Tabla 3.2, OM1 y OM6) indican que las funciones de los ecosistemas cumplidas por los grupos de mesofauna edáfica aseguran estabilidad y beneficios a estos grupos de fauna. Sin embargo, como en los monocultivos, la biodiversidad se reduce significativamente, sería conveniente llevar a cabo manejo adecuado de la vegetación que acompaña el monocultivo de arándanos. En este sentido, el intensivo manejo o limpieza realizada entre las filas (hileras) podrían provocar que éstas actuaran como fragmentos de hábitat a escala de la mesofauna edáfica impidiendo el intercambio entre especies y la colonización de tales espacios.

Una mayor heterogeneidad ambiental bajo la superficie del suelo provista por la diversidad de raíces de plantas heterogéneas podría asegurar una mayor biodiversidad edáfica y la existencia de todos los grupos funcionales, especialmente de aquellos taxa que no encuentran funciones tróficas equivalentes en otros taxa. Esto aseguraría que funciones de suelo esenciales tales como el ciclo de nutrientes y mineralización del carbono se expresen, incrementando fertilidad y mejorando la estructura del suelo.

La importancia de los organismos edáficos para las plantas ha sido extensamente probada en el último siglo y hoy no hay dudas de que la biodiversidad edáfica está siendo considerada como una herramienta para agricultura sustentable, por lo tanto la importancia de avanzar en el conocimiento de la biodiversidad en Chile.

3.7.- Conclusiones

Nuestros resultados permiten concluir que la riqueza de taxa es similar en plantaciones con manejo convencional y aquellas con manejo orgánico (MO1) y (OMO6) en tanto que la abundancia de cada taxón es diferente entre ambos tipos de manejo. El valor más alto de diversidad (H') y homogeneidad (J) se observó en la plantación con un año de transición (MO1). Al mismo tiempo, existen diferencias significativas en la diversidad entre ambas plantaciones orgánicas así como las entre plantaciones orgánicas y la plantación convencional. Las similitudes cuantitativas y cualitativas registradas en las comunidades edáficas de las plantaciones con ambos tipos de manejo pueden ser atribuidas al tipo de suelo y a la similitud climática, así como también a la homogeneidad del ecosistema edáfico.

3.7.- Referencias

Altieri, MA. 1999. Dimensiones Multifuncionales de la Agricultura Ecológica en América Latina. Ed. PED-CLADES/CIED. Lima. 82pp.

André HM, Ducarme X, Anderson JM, Crossley Jr DA, Koehler HH, Paoletti MG, Walter DE, Lebrun P. 2001. Skilled eyes needed to go studying the richness of the soil. *Nature* 409: 761.

Bargett RD. 2002. Causes and consequences of biological diversity in soil. *Zoology* 105: 367-374.

Behan-Pelletier V.M. 2002. Acari and collembolan biodiversity in Canadian agricultural soils. *Can. J Soil Sci.* 83:279-288.

Benttsson J, Ahnström J, Weibull AC 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. App. Ecol.* 42:261-269.

Crossley DA, Mueller BR, Perdue JC. 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. *Agri. Ecosyst. Environ.* 40:37-46.

Cox GW. 1968. *Laboratory Manual General Ecology*. Brown Company Publishers. Iowa. 165p.

Del Pozo A, Del Canto P. 1999. Áreas agroclimáticas y sistemas productivos en la VII y VIII regiones. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Quilamapu, Chile. 115p.

Diepeningen AD, Vos OJ, Korthals GW. 2006. Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soil. *Appl. Soil. Ecol.* 31:120-135.

Dole JD, Zimmerman RJ, Moore JC. 2001. Soil microarthropods community structure and dynamics in organic and conventionally managed apple orchards in Western Colorado, USA. *Appl. Soil. Ecol.* 18: 83-96.

Hendrix PF, Crossley Jr DA, Blair JM, Coleman D.C. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: *Sustainable Agricultural Systems*. Edwards CA, Lal R, Madden P, Miller RH, House G. (Eds.). Soil and Water Conservation Society, USA. 637-654p.

Krebs CJ. 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y abundancia*. Ed. Harper & Row Latinoamericana. México. 753 pp.

Lara G, Parada E, Butendieck N, Covarrubias, R. 1986. Efecto de azinphos-etil sobre la densidad de microartrópodos del suelo en praderas de la IX Región (Chile). *Ciencia e Investigación Agraria* 13(2): 81-89.

Mader P, Fliebach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694-1697.

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: Biodiversity in Agroecosystems. Collins WW, Qualset CO. CRC Press. USA. 27-47.

Noti MI, André HM, Ducarme X, Lebrun P. 2003. Diversity of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) from High Katanga (Democratic Republic of Congo): a multiscale and a multifactor approach. *Biol. Conserv.* 12: 767-785.

Paoletti MC, Pimentel D. 1992. Biotic diversity in agroecosystems. Special issue of *Agri. Ecosyst. Environ.* 40:3-32.

Peredo S, Barrera C, Parada E. 2002. Efecto de prácticas agrícolas convencionales sobre la biodiversidad de los grupos mesofaunísticos edáficos en un huerto de ciruelos. Una aproximación agroecológica. *Agro Sur* 30(2): 7-14.

Primavesi A. 1990. *Manejo Ecologico do Solo*. Ed. Nobel. Brasil. 549p.

Schrader S, Kiehne J, Paulsen HM, Rahmann G. 2006. Development of collembolans after conversion towards organic farming. *Aspects of Applied Biology* 79: 181-186.

Stork NE, Eggleton P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7(1-2): 38-47.

Tosso J. 1985. *Suelos volcánicos de Chile*. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 723p

Zar F. 1999. *Bioestatistical analysis*. 4° Ed. Hall-Ed. Upper Saddle River. New Jersey, USA. 663 pp.

CAPITULO IV

4.1.- Análisis temporal de la taxocenosis y biocenosis de la mesofauna edáfica en plantaciones de *Vaccinium sp.* con manejo orgánico en el centro-sur de Chile.

4.2.- Abstract

Soil functioning is determined by the diversity of organisms inhabiting the soil and their role in the edaphic ecosystem, and the variety of forms and functions of the roots of the plants where they live. Invertebrates are an integral part of soil and are important in determining the suitability of the soil for the sustainable production of healthy crops or trees. In Chile there are no studies on edaphic mesofauna in plantations subjected for a longer period to certified organic management. The aim of the present study was to analyze the taxocenotic and biocenotic similarities over time of taxa of edaphic mesofauna in a cranberry plantation (*Vaccinium sp.*) subjected to organic management practices in farms in Southern Central Chile (37° 28' S). In July (year 1) two farms were chosen: 1) with one year under certified organic management as a transition organic plantation (OM1) and 2) under six years of certified organic management (OM6); both with similar climate and edaphic features. Each farm was divided in four quadrants, each one with 2500 m². In each quadrant, was extracted at random one sample with six replicas (188.5 cm³ each), 24 replicas on each plantation. Samples were processed in the laboratory using the Berlesse-Tullgren system for the extraction of mesofauna and the subsequent counting and identification of specimens. To analyze changes over time in the structure of the edaphic mesofauna community, in July (year 2) sampling was repeated in OM1 and OM6 plantations under organic management (OM2 and OM7). The richness, abundance of taxa and density (nm⁻²) per plot were evaluated, as well as the diversity (H') and evenness (J') of the mesofauna taxa in each plantation (OM1, OM2, OM6 and OM7). The a diversity and dominance were calculated using the Shannon (H') Index and the Evenness (Equity) Index (J'). In addition, b diversity was determined to establish the taxocenotic and biocenotic similarities using the Bray Curtis Index estimated with the Biodiversity Pro

software. Significant differences between diversity (H') values were determined with Student's t test ($p \leq 0.05$). There was a high taxocenotic similarity on time in the edaphic community structure of *Vaccinium* sp. organic plantations. Fourteen taxa form edaphic mesofauna taxocenosis, being Acaridida, Oribatida and Entomobryomorpha the most abundant. There were differences ($p \leq 0.05$) between the diversity (H') of mesofauna taxa in organic plantations with one year of transition to organic management (OM1) respect to OM2, OM6 and OM7. The communities of edaphic mesofauna in the organic plantations of *Vaccinium* sp. were stabilized two years after conversion from conventional to organic management.

4.3.- Resumen

El funcionamiento del suelo está determinado por la diversidad de organismos que lo habitan y su función en el ecosistema edáfico, y por la variedad de formas y funciones de las raíces de las plantas en las que viven. Los invertebrados son parte integral del suelo e importantes para la determinación de la idoneidad del suelo para la producción sostenible y saludable de cultivos. En Chile, no hay estudios sobre mesofauna edáfica presentes en plantaciones sometidas durante un largo período a manejo orgánico certificado. El objetivo del presente estudio fue analizar las similitudes taxocenóticas y biocenóticas, a través del tiempo, de los taxa mesofaunísticos edáficos en una plantación de arándanos (*Vaccinium* sp.), sometidos a prácticas de manejo orgánico en predios de la zona centro sur de Chile (37° 28' S). En julio del año 1 se seleccionaron dos predios: 1) una con un año bajo manejo orgánico certificado, considerada como una plantación en transición orgánica (OM1) y 2) otra con seis años de manejo orgánico certificado (OM6), ambas bajo condiciones edafoclimáticas similares. Cada predio se dividió en cuatro cuadrantes, cada uno de 2500 m². En cada cuadrante se extrajo una muestra al azar con seis réplicas (188.5 cm³ cada una), 24 réplicas en cada plantación. Las muestras fueron procesadas en el laboratorio utilizando el sistema de Berlesse-Tullgren para la extracción de mesofauna y después se contaron e identificaron los especímenes. Para analizar los cambios en el tiempo en la estructura de la comunidad de mesofauna edáfica, en julio del año 2 se repitió el muestreo en las plantaciones OM1 y OM6 bajo manejo orgánico (OM2 y OM7). La riqueza, abundancia de taxa y densidad (nm⁻²) por parcela fueron evaluadas, así como la diversidad (H') y homogeneidad (J') de taxa de mesofauna en cada plantación (OM1, OM2, OM6 y OM7). La diversidad α y dominancia se calcularon usando el índice de Shannon (H') y el Índice de Homogeneidad (Equitatividad) (J'). Además, la diversidad β se determinó para establecer las similitudes taxocenóticas y biocenóticas usando el índice de Bray Curtis con el software Biodiversity Pro. Las diferencias significativas entre los valores de la diversidad (H') se determinaron con la prueba t de Student (p£0.05). Hubo una gran similitud taxocenótica en el tiempo en la estructura de la comunidad edáfica de las plantaciones orgánicas de *Vaccinium* sp. Catorce taxa

conforman la taxocenosis edáfica de la mesofauna, siendo Acaridida, Oribatida y Entomobryomorpha los más abundantes. Hubo diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre la diversidad (H') de taxa de mesofauna en las plantaciones orgánicas con un año de transición hacia el manejo orgánico (OM1) respecto a OM2, OM6 y OM7. Las comunidades de mesofauna edáfica en las plantaciones orgánicas de *Vaccinium sp.* se estabilizaron dos años después de la conversión de manejo convencional a orgánico.

4.4.- Introduccion

La agroecología, como disciplina científica, establece entre sus principios el establecimiento de óptimas condiciones edáficas a partir del manejo de la materia orgánica y el mejoramiento de la biología del suelo y el reciclaje de nutrientes, entre otros (Gliessman, 1998; Altieri, 1999; Altieri y Nicholls, 2000). La aplicación de estos principios supone un manejo sostenible de los sistemas productivos, basados en la agrobiodiversidad a través del diseño de agroecosistemas determinado por los agricultores, de acuerdo con sus deseos y necesidades (Dumaresq *et al.*, 2010).

Para lograr estos objetivos es esencial usar parámetros específicos que orienten los estudios agroecológicos, como la diversidad de organismos del suelo, entre otros (Gliessman, 2001). Así, es importante promover prácticas que aumenten la diversidad de organismos del suelo, como la reducción del uso de fertilizantes sintéticos (Altieri y Rogé, 2010). Estas opciones de manejo amigables con la biodiversidad son características de la mayoría de las prácticas agrícolas ecológicas y no son ubicuas ni únicas.

El funcionamiento del suelo está determinado por la diversidad de organismos y su función en el ecosistema edáfico, y por la variedad de formas y funciones de las raíces de las plantas donde viven. Los invertebrados son una parte integral del suelo y son importantes para determinar la idoneidad del suelo para la producción sostenible de cultivos y plantaciones saludables (Stork y Eggleton, 1992).

Los estudios sobre los ecosistemas edáficos se han concentrado en explorar la diversidad edáfica y los factores que regulan la distribución y abundancia de las especies, y si los cambios de la diversidad afectan el funcionamiento del ecosistema (André *et al.*, 2002). Según André *et al.* (2001), en la década de 1970 hubo varias publicaciones sobre la diversidad de organismos del suelo, incluyendo el reconocimiento del enigma de la alta diversidad de especies asociadas con la aparente superposición trófica.

Esta superposición (redundancia) determinaría que la ausencia de ciertas especies no afectaría las funciones generales del suelo, como el ciclo de los nutrientes y la mineralización de carbono (Groffman y Bohlen, 1999; Cragg y Bardgett, 2001; Hunt y Wall, 2002).

Aunque se ha avanzado en el conocimiento de ciertos ecosistemas edáficos, debido a su importancia en el crecimiento de las plantas y como una herramienta para la agricultura sostenible, el gran cuello de botella es la dificultad para alcanzar niveles significativos en la resolución taxonómica (André *et al.*, 2001). Esto significa que el progreso en el conocimiento de la estructura y el funcionamiento del ecosistema edáfico está orientado hacia estudios basados en la determinación de la presencia y abundancia de los taxa de los grupos funcionales (Hooper *et al.*, 2002).

En este sentido, el rol funcional de los animales que habitan en el suelo en la conducción de procesos ecosistémicos fue revisado por Griffiths y Bardgett (1997), Cole y Bardgett (2002) y Mikola *et al.* (2002). La riqueza de taxa de la mesofauna edáfica es similar en plantaciones de *Vaccinium* sp. con manejo convencional y orgánico, mientras que la abundancia de cada taxón es diferente entre ambos tipos de manejo (Peredo *et al.*, 2009).

En Chile no hay estudios sobre mesofauna edáfica en plantaciones sometidas durante un largo período a manejo orgánico. En el contexto ya descrito, la pregunta que orientó el estudio fué: ¿hay variaciones temporales en las comunidades de mesofauna edáfica residentes en plantaciones de *Vaccinium* sp., fertilizadas con compost? Así, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto que tienen, en el tiempo, las prácticas de manejo orgánico certificadas sobre la taxocenosis y biocenosis de la mesofauna edáfica, en plantaciones de *Vaccinium* sp., en la zona centro-sur de Chile.

4.5.- Materiales y Método

a.- Área de estudio

Este estudio se realizó en una plantación (600 ha) a 15 km. al oeste de la ciudad de Los Ángeles, Región del Biobío, Chile. La cosecha principal se compone de frutos de berries en aproximadamente 200 ha, de las cuales alrededor de 40 % corresponde a plantaciones de arándanos (*Vaccinium* sp.). El clima es de tipo mediterráneo, con un clima agrícola Santa Rosa. (Del Pozo y Del Canto, 1999). La precipitación media anual es 1303 mm, concentrada de marzo a agosto. La temperatura máxima media del mes más cálido (enero) es 29 °C y la temperatura mínima media del mes más frío (julio) es 5 °C.

Los suelos se formaron a partir de ceniza volcánica depositada recientemente sobre un sustrato no relacionado, que se compacta, pero no se cementa y permite una permeabilidad lenta. Los suelos son muy profundos, bien drenados, con una alta retención de humedad (Tosso, 1985); las texturas son medianas, con predominio franco limoso, bien estructuradas en la superficie, y abundante porosidad asociada con un buen enraizamiento en toda la base del suelo. La permeabilidad es moderada, con escorrentía lenta en la superficie (CIREN-CORFO, 1999).

El manejo orgánico utiliza el compost como insumo permitido por las Normas de Certificación Internacional (IFOAM-CE, 2007; USDA-NOP, 2007).

b.- Diseño del muestreo

Se seleccionaron dos predios de plantaciones de arándano; una con un año bajo manejo orgánico certificado como plantación orgánica de transición (OM1), y una segunda con seis años de manejo orgánico certificado (OM6). La OM1 fue considerada como una plantación orgánica de transición, ya que antes se manejó convencionalmente. Cada predio se dividió en cuatro cuadrantes (2500 m²).

En cada cuadrante se extrajo una muestra aleatoria con seis réplicas de 188.5 cm³ cada una, y 24 réplicas de cada plantación. La extracción de muestras del suelo se realizó con un muestreador (barreno) a una profundidad de 15 cm (sensu Neher y Barbercheck, 1999). Las muestras fueron montadas durante 7 d usando una versión modificada del sistema Berlesse-Tullgren (Lara *et al.*, 1986) para asegurar la extracción de los organismos edáficos. Los organismos se recolectaron en 75 % de alcohol y los especímenes obtenidos fueron estudiados con un microscopio estéreo, y contados e identificados taxonómicamente a nivel de orden y sub-orden.

Para evaluar y comparar las comunidades de la mesofauna edáfica se repitió el muestreo en la plantación de un año y en la de seis (OM2 y OM7).

c.- Análisis de datos

La riqueza, abundancia y densidad (nm⁻²) de taxa por hectárea se determinaron en las 24 réplicas, así como los índices de diversidad y homogeneidad de la comunidad de mesofauna en cada plantación (OM1, OM2, OM6 y OM7) (Doles *et al.*, 2001). La diversidad α y dominancia se calcularon con el índice de Shannon (H') (Cox, 1968) y el índice de homogeneidad (J') (Krebs, 1985).

Además, se determinó la diversidad β para establecer las similitudes taxocenóticas y biocenóticas usando el índice de Bray Curtis, calculado con el software Biodiversity Pro. Para evaluar las diferencias significativas entre los valores de los índices de diversidad obtenidos en cada plantación, se aplicó la prueba t de Student t ($p \leq 0.05$) (Zar, 1999).

4.6.- Resultados y Discusión

En la Tabla 4.1 se muestra la riqueza de taxa registrados en el presente estudio, con sus respectivas abundancias y densidades. Aunque la presencia/ ausencia de los grupos mesofaunísticos edáficos fue similar en las cuatro

plantaciones, se observaron diferencias claras en la abundancia de cada taxón en las diferentes plantaciones.

Tabla 4.1 Abundancia (A), densidad (D: nm⁻²) y riqueza de taxa (S) de la mesofauna edáfica presentes en plantaciones de *Vaccinium* sp. Sometidos a uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7), años de manejo orgánico en la zona centro-sur de Chile.

Taxa	OM1		OM2		OM6		OM7	
	A	D	A	D	A	D	A	D
Oribatida	235	4700	524	10900	404	8100	572	13000
Gamasida	108	2150	48	1000	104	2100	108	2450
Uropodina	6	100	18	750	12	250	20	4950
Prostigmata	34	700	44	900	33	650	26	600
Tarsonemida	179	3600	61	1300	95	1900	87	1700
Acaridida (A+L)	255	5050	387	8950	493	8250	289	6400
Total Acarina	817		1082		1141		1102	
Entomobryomorpha	114	2300	102	2150	69	1400	122	2750
Poduromorpha	83	1650	48	1000	70	1400	28	600
Symphyleona	0	0	0	0	0	0	6	100
Total Collembola	197		150		139		156	
Diplopoda	4	350	0	0	2	50	6	150
Quilopoda	3	50	20	400	1	20	2	45
Protura	0	0	0	0	0	0		0
Diptera (L)	20	400	2	40	3	50	22	500
Nematoda	14	280	43	950	9	200	10	200
Total Abundancia	1055		1297		1295		1298	
Average values (X)	75.4		92.6		92.5		99.8	
DS	87.01		152.9		150.5		156.3	

La OM1, plantación con sólo un año de transición hacia manejo orgánico, registró el valor más bajo de la abundancia total. Las plantaciones OM2, OM6 y OM7 mostraron altos valores de abundancia total, siendo muy similares entre ellos. Los taxa más abundantes fueron Acarina y Collembola. Respecto a Acarina, Acaridida fué el taxón más abundante de la mesofauna edáfica en OM1 y OM6, seguido por Oribatida; OM2 y OM7 mostraron una tendencia inversa, al ser Oribatida el taxón más abundante, seguido de Acaridida. En todas las plantaciones, Tarsonemida, Gamasida, Prostigmata y Uropodina mostraron una menor abundancia. Entre los Collembola, Entomobryomorpha fue el más abundante, con una cantidad similar, excepto en OM6, donde se redujo. El taxón Symphypleona sólo se detectó en las plantaciones con siete años de manejo orgánico (OM7) (Tabla 4.1 y Figura 4.1).

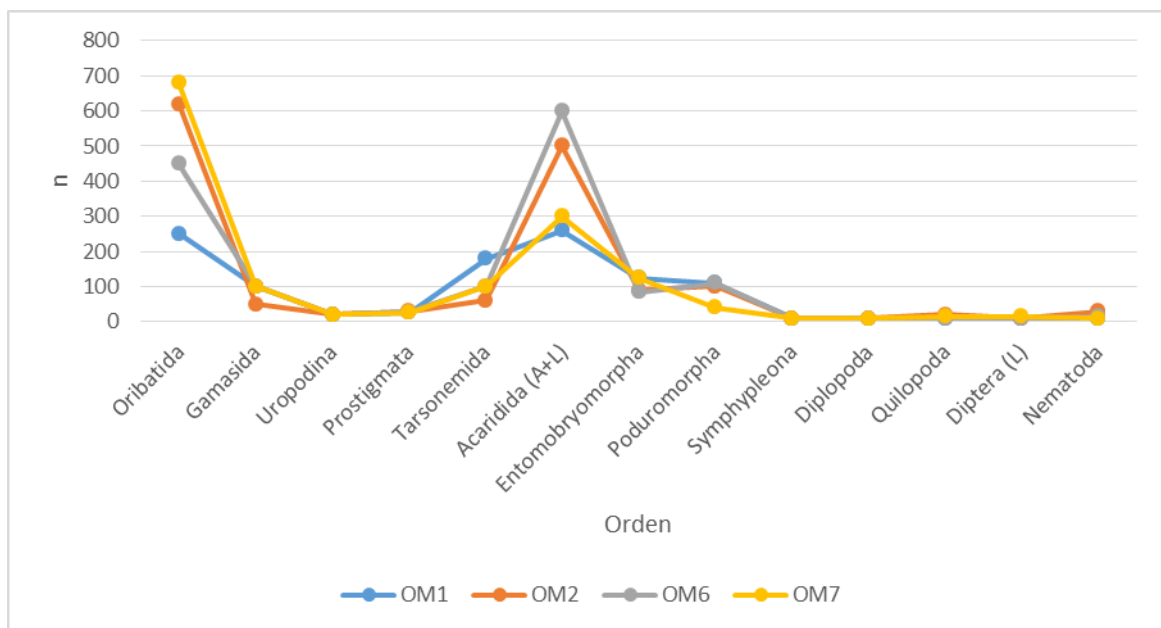


Figura 4.1 Comparación de los valores de abundancia de taza de la mesofauna edáfica presente en plantaciones de *Vaccinium* sp., con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro sur de Chile.

El valor más bajo de abundancia de Oribatida se registró en OM1, como se esperaba, dado que las poblaciones de Oribatida disminuyen rápidamente cuando el microhábitat se altera (Behan-Pelletier, 2003). Según Neher y

Barbercheck (1999), la aplicación de fertilizantes minerales reduce las poblaciones de oribátidos.

Al analizar los valores de abundancia de los Oribatida entre las plantaciones orgánicas, OM1 (con un año de transición hacia el manejo orgánico) registró sólo 235 individuos en las 24 muestras, lo que aumentó a casi el doble al año siguiente (OM2), con fluctuaciones anuales en las plantaciones de seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico (Tabla 4.1).

El resultado anterior podría explicarse considerando que las enmiendas orgánicas también contienen microbios y sus recursos alimenticios respectivos, de acuerdo a Neher y Barbercheck (1999). Tarsonemida aumentó considerablemente en OM1, estabilizándose en cantidades menos abundantes en las plantaciones con períodos más largos de tratamiento (manejo) orgánico. El siguiente en abundancia fué Gamasida con cantidades muy similares entre las plantaciones, a excepción de OM2.

Entre los Collembola, Entomobryomorpha es el más abundante en las plantaciones orgánicas, registrándose abundancias similares entre ellas, excepto en OM6, donde se reduce. Nematoda registró una abundancia baja durante todo el estudio. Los valores bajos de abundancia registrados en Collembola y Nematoda podrían atribuirse a su condición de omnívoros y depredadores.

Según Stirling (1991), ciertas órdenes de nemátodos depredadores y nemátodos parásitos de insectos presentes en el suelo pueden afectar la población de sus presas. Los colémbolos también pueden ser depredadores facultativos de nemátodos (Snider *et al.*, 1990).

Tabla 4.2 Valores de la diversidad (H' bits), diversidad máxima (bits $H_{m\acute{a}x.}$) y homogeneidad (J') presentes en la plantación de *Vaccinium* sp. Con manejo orgánico con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro-sur de Chile.

Index	OM1	OM2	OM6	OM7
Shannon H' Log Base 10,	0.852	0.728	0.712	0.737
Shannon H_{max} Log Base 10,	1.079	1.041	1.079	1.114
Shannon J'	0.79	0.699	0.66	0.662

Los valores más altos de diversidad (H') y homogeneidad (J') para cada tipo de plantación de *Vaccinium* sp. se registraron en OM1 (Tabla 4.2). Las diferencias en los valores de H' entre OM1 y otras plantaciones de *Vaccinium* sp. fueron significativas ($p \leq 0.05$).

Los valores similares de H' ($p > 0.05$) en OM2, OM6 y OM7 en el presente estudio permiten suponer que la comunidad de mesofauna edáfica se estabiliza después de dos años bajo manejo orgánico. Según Peredo *et al.*, (2009) existen diferencias significativas entre los valores H' de la mesofauna edáfica en las plantaciones convencionales de *Vaccinium* sp. y los valores H' de las plantaciones orgánicas.

En experimentos de campo, la abundancia de microartrópodos del suelo (Acarina y Collembolla) aumentó significativamente con la incorporación de paja y abono verde, pero no con el estiércol (Kautz *et al.*, 2006). La liberación de nutrientes a partir de una mezcla de material vegetal y suelo se incrementó al aumentar la densidad de microartrópodos, pero disminuyó con la mayor riqueza de especies (Cole *et al.*, 2004).

El uso de compost en el presente estudio reveló que la abundancia total de la comunidad mesoedáfica aumentó después de dos años bajo manejo orgánico, en comparación con OM1 (plantación con sólo un año de transición orgánica), que registró los valores más bajos de la abundancia total (Tabla 4.1). Como se

indicó anteriormente, existe una gran similitud taxocenótica (cualitativa) entre los grupos de mesofauna edáfica registrados entre las plantaciones de arándanos sometidos a manejo orgánico (Figura 4.2).

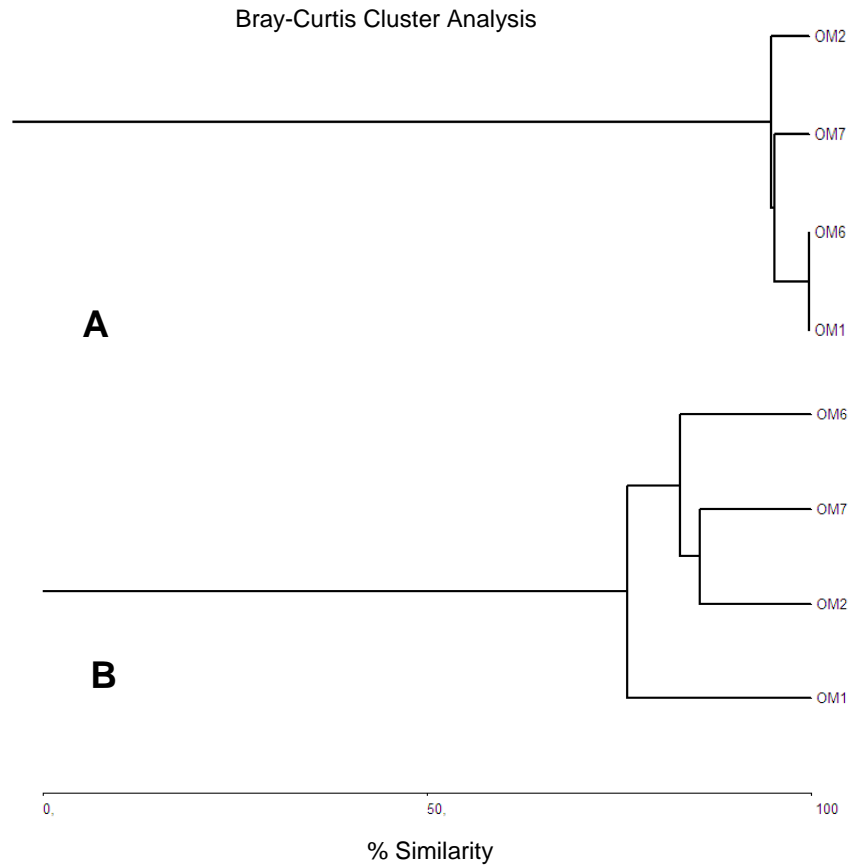


Figura 4.2 Dendrograma de similitudes taxocenóticas (A) y biocenóticas (B) de las plantaciones de *Vaccinium sp.* con uno (OM1), dos (OM2), seis (OM6) y siete (OM7) años de manejo orgánico en la zona centro- sur de Chile.

El dendrograma muestra sólo un grupo de similitud taxocenótica, que va desde 95 a 100 %, dado que el *Symphyleona* se registró únicamente en OM7 y el *Diplododa* estuvo ausente sólo en OM2 (Figura 4.2A, Tabla 4.1).

Sin embargo, hay diferencias cuantitativas en la biocenosis de las comunidades edáficas donde el dendrograma muestra tres grupos similares separados: a 85 %, que incluye las comunidades OM2 y OM7; uno a 83 % y uno a 75 % que separa la plantación con un año de transición hacia el manejo orgánico (OM1) de las otras comunidades (Figura 4.2B). La gran similitud biocenótica entre es-

tos tres últimos, de más del 83 %, se explica por las condiciones de nicho similares generadas a partir del año de transición.

Hubo 100 % de similitud taxocenótica entre OM1 y OM6, lo que indica que en ambas comunidades los mismos taxa están presentes. Pero ambas comunidades difieren en el nivel biocenótico ya que- el valor de H' en OM1 fue significativamente mayor ($p \leq 0.05$) en OM6. Sin embargo, la abundancia total de individuos fue menor en OM1 que en OM6.

Esto último se explica por la mayor homogeneidad en las abundancias de los diferentes taxa presentes en OM1, lo que se revela en el índice de homogeneidad de OM1 ($J' = 0.79$) comparado con el de OM6 ($J' = 0.66$). Valores similares de H' y J' en OM2, OM6 y OM7 ($p > 0.05$) indicarían que las comunidades de mesofauna edáfica en las plantaciones orgánicas de arándanos (*Vaccinium sp.*) se estabilizan dos años después de la conversión de manejo convencional a orgánico.

La importancia de los organismos del suelo para las plantas se mostró en el último siglo y a la fecha el manejo de la diversidad edáfica es considerada una práctica fundamental (herramienta) para la agricultura sostenible. De acuerdo con Neher (2001), se esperarían valores más altos de diversidad en las plantaciones con siete años bajo manejo orgánico, porque un cultivo perenne de largo plazo se relaciona más estrechamente con un sitio no alterado.

Sin embargo, los bajos valores de diversidad registrados en el presente estudio podrían explicarse por el hecho que los predios orgánicos usados en esta investigación son operaciones de monocultivo de gran escala, altamente especializados, donde se usa un enfoque de sustitución de insumos propia de la agricultura convencional (Altieri y Rogé, 2010).

Estos predios, usualmente, contienen bajos niveles de biodiversidad de plantas, artrópodos y microorganismos, a pesar de cumplir con las normas de certificación orgánica (Altieri, 2002).

La disminución de la biodiversidad registrada en este estudio no conduce necesariamente a concluir que el agroecosistema no esté en camino a su estabilidad. Según Neher y Barbercheck (1999), las redes alimentarias (tramas tróficas) cortas que presentan poca omnivoría son más estables que las cadenas alimentarias largas y con mucha omnivoría. La estabilidad puede desarrollarse si aumenta el número de especies, pero no si aumenta la omnivoría (Lawton y Brown, 1993).

Finalmente, los resultados del presente estudio constituyen una primera contribución al conocimiento sobre la dinámica de las comunidades de mesofauna edáfica bajo manejo orgánico utilizando compost en Chile. Sin embargo, es necesario señalar que los resultados son válidos en las condiciones establecidas, debido a que factores como la calidad y composición del fertilizante usado (Neher y Barbercheck, 1999) y otros factores macro, tales como el tipo de suelo, la latitud, la altitud (Stork y Eggleton, 1992), pueden condicionar la estructura y funcionamiento de las comunidades edáficas.

4.7.- Conclusiones

Hay una gran similitud taxocenótica y biocenótica, en el tiempo, en la estructura de la comunidad edáfica de plantaciones orgánicas de *Vaccinium* sp. Catorce taxones conforman la taxocenosis de mesofauna edáfica, siendo Acaridida, Oribatida y Entomobryomorpha los más abundantes. Las diferencias significativas entre los valores de la diversidad de OM1 vs OM2, OM6 y OM7 permiten suponer que las comunidades de mesofauna edáfica en las plantaciones orgánicas de *Vaccinium* sp. se estabilizan dos años después de la conversión de manejo convencional a orgánico.

4.8.- Referencias

Altieri MA. 1999. Agroecología: Bases Científicas para una Agricultura Sustentable. Nordan Comunidad. Montevideo. 338p.

Altieri MA. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agr. Ecosyst Environ.* 7: 62-75.

Altieri MA, Nicholls C. 2000. Agroecología: Teoría y Práctica para una Agricultura Sustentable. PNUD. México. 250p.

Altieri MA, Rogé P. 2010. The ecological role and enhancement of biodiversity in agriculture. In: Lockie S, Carpenter D. (eds). *Agriculture, Biodiversity and Markets*. Earthscan. London-Washington. pp: 15-32.

André HM, Ducarme X, Anderson JM, Crossley Jr DA, Koehler HH, Paoletti MG, Walter DE, Lebrun P. 2001. Skilled eyes needed to go studying the richness of the soil. *Nature* 409: 761.

André HM, Ducarme X, Lebrun P. 2002. Soil biodiversity: myth, reality or conning. *Oikos* 96: 3-24.

Behan-Pelletier VM. 2003. Acari and collembolan biodiversity in Canadian agricultural soils. *Can. J. Soil Sc.* 83: 279-288.

CIREN, CORFO Chile. 1999. Estudio Agroecológico VIII Región. Tomos I y II. Publicación CIREN N 121. Santiago, Chile. 586 p.

Cole L, Bardgett RD. 2002. Soil animals, microbial activities and nutrient cycling. In: *Encyclopedia of Soil Science*, Marcel Dekker Inc. New York. pp: 72-75.

Cole L, Dromph KM, Boaglio V, Bardgett RD. 2004. Effect of density and species richness of soil mesofauna on nutrient mineralization and plant growth. *Biol. Fertil. Soil* 39: 337-343.

Cox GW. 1968. *Laboratory Manual General Ecology*. Brown Company Publishers. Iowa. 165p.

Cragg RG, Bardgett RD. 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biol. Biochem.* 33: 2073-2081.

Del Pozo A, Del Canto P. 1999. Áreas agroclimáticas y sistemas productivos en la VII y VIII regiones. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Quilamapu, Chile. 115p.

Doles JD, Zimmerman RJ, Moore JC. 2001. Soil microarthropods community structure and dynamics in organic and conventionally managed apple orchards in Western Colorado, USA. *Appl. Soil Ecol.* 18: 83-96.

Dumaresq D, Carpenter D, Lockie S. 2010. The human ecology of agrobiodiversity. In: Lockie S, Carpenter D. (eds). *Agriculture, Biodiversity and Markets*. Earthscan. London-Washington. pp: 33-46.

Gliessman SR. 1998. *Agroecología. Procesos Ecológicos en Agricultura Sostenible*. LITOCAT. Turrialba, Costa Rica. 359p.

Griffiths B, Bardgett RD. 1997. Interaction between microbial feeding invertebrates and soil organisms. In: Van Elsas JD, Wellington E, Trevors JT(eds). *Modern Soil Microbiology*. Marcell Dekker. pp: 165-182.

Groffman P, Bohlen PJ. 1999. Soil and sediment biodiversity. *Bioscience* 49: 139-148.

Hooper DU, Solan M, Symstad A, Díaz S, Gessner MO, Buchmann N, Degrange V, Grime P, Hulot F, Mermolld- Blodin F, Roy F, Spehn E, van Peer L. 2002. Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: Loreaw M, Naeem S, Inchausti P (eds). Biodiversity and Ecosystem Function. Synthesis and Perspectives. Oxford Press. pp: 195-208.

Hunt H, Wall DH. 2002. Modelling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. *Global Change Biol.* 8: 33-50.

International Federation of Organic Agricultural Movements (IFOAM). 2007. Council Regulation (EC) No 834/2007 organic production. http://www.organic-europe.net/europe_eu/eu-regulation-on-organic-farming.asp (Accesed: October 2010).

Kautz T, López-Fando C, Ellmer F. 2006. Abundance of biodiversity of soil microarthropods as influenced different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Appl. Soil Ecol.* 33:278-285.

Krebs CJ. 1985. *Ecología. Estudio de la Distribución y Abundancia*. Ed. Harper & Row Latinoamericana. México. 753 p.

Lara G, Parada E, Butendieck N, Covarrubias R. 1986. Efecto de azinphos-etil sobre la densidad de microartrópodos del suelo en praderas de la IX Región (Chile). *Ciencia e Investigación Agraria* 13(2): 81-89.

Lawson JH, Brown VK. 1993. Redundancy in ecosystems. In: Schulze ED., Mooney HA (eds). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin. pp: 255-270.

Mikola J, Bardgett RD, Hedlund K. 2002. Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food web. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P (eds). *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press. pp: 169-180.

Neher DA. 2001. Nematode communities as ecological indicators of agroecosystem health. In: Gliessman S. (ed). Agroecosystem Sustainability. Developing Practical. CRC Press LLC. pp: 105-120.

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: Collins WW, Qualset CO (eds). Biodiversity in Agroecosystems. CRC Press. USA. pp: 27- 48.

Peredo S, Parada E, Vega M, Barrera C. 2009. Edaphic mesofauna community structure in organic and convencional management of cranberry (*Vaccinium sp.*) plantations: An agroecological approach. J. Soil Sci. Plant Nutr. 9 (3): 236-244.

Snider RJ, Snider R, Smucker JM. 1990. Collenbolan populations and root dynamics in Michigan agroecosystems, In: Box Jr JE, Hammond LC (eds). Rhizosphere Dynamics. Westview, Boulder, CO. pp: 169-191.

Stirling GR. 1991. Biological Control of Plant Parasitic Nematodes. CAB International, Wallingford, UK. 282p.

Stork NE, Eggleton P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. Am. J. Alternative Agric. 7(1- 2): 38-47.

United States Department of Agriculture (USDA). 2007. National Organic Program (NOP). <http://www.ams.usda.gov/AMSV1.0/NOP> (Accessed: October 2010).

Tosso J. 1985. Suelos volcánicos de Chile. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 723p.

Zar F. 1999. Bioestatistical Analysis. 4° Ed. Hall-Ed. Upper Saddle River. New Jersey, USA. 663p.

CAPITULO V

5.1.- Biodiversidad de la mesofauna edáfica asociada al diseño de huertas familiares en agroecosistemas mapuches.

5.2.- Abstract

Family orchards play a transcendental role in the food sovereignty of peasant agriculture, in whose agroecological strategy, the management of the soil surface and under it are habitat complementary strategies. The functional diversity of plants, medicinal, aromatic and cultivated ones among them, present in the design of a garden allows the presence of beneficial insects that perform ecological services. The objective of this work is to establish a comparison of the biodiversity of the edaphic faunal groups of orchards between agroecosystems with a conventional and agroecological design. By combining quantitative techniques (inventories) and qualitative (mobile interview and talking maps) the study units were selected and described those which corresponded to Mapuche peasant orchards located in the Boyeco sector in the Araucanía Region (Chile). Soil samples, drawn at random, were mounted in a Berlesse-Tullgren system for seven days and then the organisms were collected in 75% alcohol, identified and quantified under a stereoscopic binocular microscope. The abundance and richness were determined and the Shannon Wiener (H') diversity and Homogeneity (J) indices were determined for each community. Taxa and biocenotically compared according to Jaccard (Sj) and Winer (Sw) indices respectively, as well as the relationship among the main functional groups. Results report higher values of equity (homogeneity) in the conventional orchards and the studied communities present a medium taxocenotic similarity, with no major biocenotic differences. The diversity and richness of taxa, as well as the abundance in each of the identified groups are greater in the agroecological gardens (orchards) where the greater presence of medicinal and aromatic plants stands out.

5.3.- Resumen

Las huertas familiares cumplen un rol trascendental en la soberanía alimentaria de la agricultura campesina en cuya estrategia agroecológica el manejo del hábitat arriba y abajo del suelo, son estrategias complementarias. La diversidad funcional de plantas, entre ellas las medicinales, aromáticas y cultivadas, presentes en el diseño de una huerta permite la presencia de insectos benéficos que realizan servicios ecológicos. El objetivo de este trabajo es establecer una comparación de la biodiversidad de los grupos faunísticos edáficos de huertas entre agroecosistemas con un diseño convencional y agroecológico. Mediante la combinación de técnicas cuantitativas (inventarios) y cualitativas (entrevista móvil y mapas parlantes) se seleccionaron y describieron las unidades de estudio (huertas) las que corresponden a huertas campesinas Mapuche ubicadas en el sector de Boyeco en la Región de la Araucanía (Chile). Las muestras de suelo, extraídas al azar, fueron montadas en un sistema de Berlesse-Tullgren durante 7 días y los organismos se recogieron en alcohol al 75% e identificados y cuantificados bajo microscopio binocular estereoscópico. Se determinó la abundancia y riqueza y se determinaron los Índices de Diversidad de ShannonWiener (H') y Homogeneidad (J) para cada comunidad y se compararon taxo y biocenóticamente según Jaccard (S_j) y Winer (Sw), respectivamente, así como la relación entre los principales grupos funcionales. Los resultados reportan valores más altos de equidad (homogeneidad) en la huerta convencional y las comunidades estudiadas presentan una similitud taxocenótica media no existiendo grandes diferencias biocenóticas. La diversidad y riqueza de taxas, así como, la abundancia en cada uno de los grupos identificados son mayores en la huerta agroecológica donde destaca la mayor presencia de plantas medicinales y aromáticas.

5.4.- Introducción

Las huertas familiares, tanto en su expresión campesina como urbana, cumplen un rol trascendental en la conservación de la agrobiodiversidad como la base de una soberanía alimentaria. Las huertas son el reflejo de la materialización de una serie de procesos de transformación en el territorio (Feito, Boza y Peredo, 2019) basados en sistemas complejos de conocimiento, su manejo agrícola y de la capacidad de la agricultura familiar de ser un motor diversificador y una fuente de creación de agrobiodiversidad en el tiempo (Solano, 2019).

Constituyen espacios de aprendizaje para la ciudadanía en general (Franco, 2015), mediante procesos formales educativos para estudiantes (Castañón y Neal, 2014) así como territorios de autoeducación colectiva mediante un modelo de extensión crítica que promueve la ecología de saberes (Almuna *et al*, 2019).

La acción colectiva releva la importancia de la huerta para la generación de comunidad (Señoret, 2014), en la reconstrucción del tejido social (Galdames y Oyaneder, 2014) para el desarrollo de estrategias orientada al autoconsumo (Vega, 2014) y al resguardo del patrimonio genético (Muñoz-Sáez *et al*, 2019) de variedades únicas y de alto valor adaptativo, culinario, ritual, simbólico y agrícola (Fernández *et al*, 2019).

Es posible identificar, además, que las huertas son consideradas espacios de exploración del territorio (Manzo y Lillo, 2014) y ocupación del espacio público, así como de reconexión con la naturaleza a partir de la estética (Mansilla, 2014) y valoración de las culturas autóctonas (Arentsen, 2014) relacionados, además, con aspectos emocionales, historias de vida y experiencias laborales que promueven un posicionamiento ético de las agricultoras (Cid y González, 2019).

Las huertas, en definitiva, son un lugar multipropósito que fortalece el tejido social, nutre la espiritualidad y refleja la identidad de las mujeres,

entregándoles soberanía en su quehacer (Berrau e Ibarra, 2019). Esta diversidad de objetivos y motivaciones determinan, de manera diferenciada, la resiliencia de las iniciativas agroecológicas (Peredo *et al.* 2016).

Desde una perspectiva agroecológica, el establecimiento de sistemas de producción sustentables se realiza mediante diseños prediales basados en principios que potencian procesos ecológicos y no repitiendo, mecánicamente, un protocolo, modelo o receta. Dentro de estos principios destaca aquel que hace especial referencia a la estimulación de la biología del suelo (Altieri y Nicholls, 2000:29; Reijntjes *et al.* 1995:61) considerando, de acuerdo a Gliessman (2002:236), que “la diversidad -especialmente aquella que se encuentra bajo el nivel del suelo y es parte del sistema- realiza varios servicios ecológicos que tienen impacto tanto dentro como fuera de la parcela”.

Precisamente, la diversidad de la vida edáfica como parte integrante del agroecosistema está estrechamente ligada con la diversidad de plantas sobre el suelo la que permite generar tales condiciones óptimas. Ambos elementos (diversidad sobre y en el suelo) constituyen lo que Altieri y Nicholls (2007:4) denominan “los pilares” de una estrategia para la conversión de un sistema de producción convencional a uno sustentable.

El manejo del hábitat arriba y abajo del suelo, son estrategias complementarias, puesto que al potenciar interacciones ecológicas positivas entre sus componentes, se optimizan las funciones ecosistémicas mediante el desarrollo de cualidades emergentes que se derivan, fundamentalmente, del manejo de la diversidad.

En este sentido cobra un rol fundamental la diversidad planificada por el/la agricultor/a la que es materializada a través de múltiples diseños espaciales y temporales mediante la disposición de cultivos intercalados, asociados, en franjas, como coberturas, barreras y cercos vivos, entre otros, utilizando para ello, una diversidad de plantas multifuncionales (medicinales, aromáticas, culinarias, prestadoras de servicios ecológicos, forrajeras) (Peredo y Barrera, 2020).

El diseño predial de un sistema agroecológico obedece a arreglos estructurales basados en la diversidad funcional de los organismos (plantas y animales) presentes en un agroecosistema -sobre y en el suelo- y su contribución a una función ecosistémica. Dicha diversidad funcional, de carácter redundante (Loreau *et al.* 2002), es la que otorga resiliencia a un agroecosistema, atributo esencial de la sustentabilidad (Masera *et al.* 1999).

En recientes estudios se ha insistido en la importancia de cultivar huertas para que aumenten la agrobiodiversidad. Urra e Ibarra (2018) advierten de la poca información disponible sobre agrobiodiversidad en huertas en Chile en asuntos como diversidad intraespecífica, estados de conservación y sobre la presencia de plantas y animales silvestres en estos refugios bioculturales. En relación a estos últimos mucho más escasos son las investigaciones realizadas en lo referido a la mesofauna del suelo. Por ello, el objetivo de este trabajo es establecer una comparación de la biodiversidad de los grupos faunísticos edáficos de las huertas entre agroecosistemas con un diseño convencional y agroecológico.

5.5.- Material y Método

La investigación se llevó a cabo en la comunidad Juan Queupán, ubicada a 12 km de Temuco (camino Chanquín), en el sector Boyeco, Región de la Araucanía (N26,22°; S78,42°; E41,29°; O43,27°) (Figura 5.1) y se desarrolló en tres etapas: 1) selección y descripción de las unidades de estudio, 2) obtención de las muestras de suelo en dichas unidades para su posterior procesamiento y, 3) identificación, clasificación y cuantificación de los organismos edáficos.

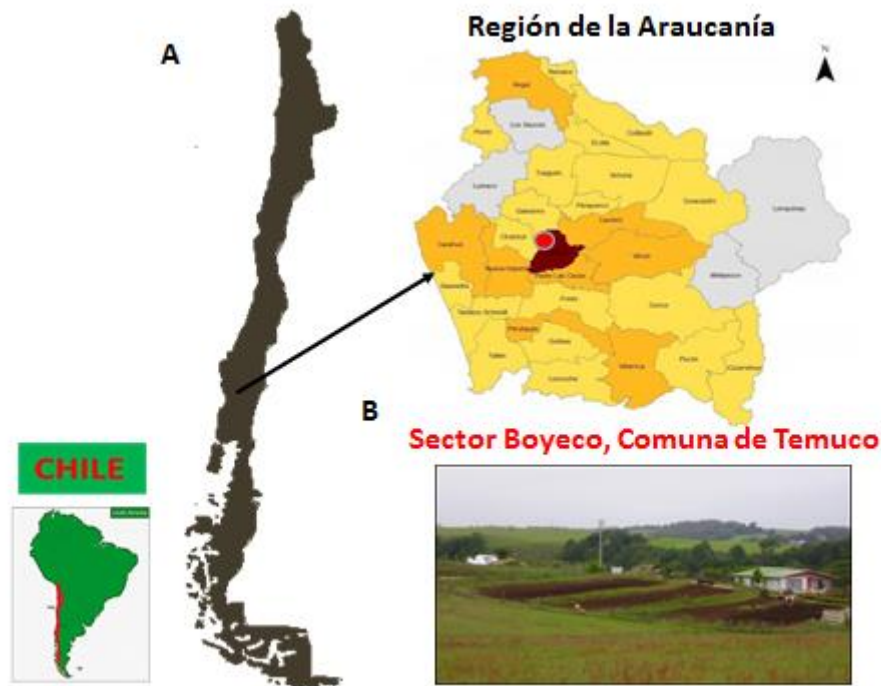


Figura 5.1. A. Ubicación del estudio. B. Sistemas productivos.

1.- Selección y descripción de las unidades de estudio. Las unidades de análisis correspondieron a un sistema convencional (SC) y un sistema agroecológico (SA). La descripción estuvo centrada en el diseño de las huertas (diversidad de plantas y sus arreglos espaciales y temporales, manejo de las huertas y tecnologías utilizadas). Se realizó en conjunto con los y las agricultoras de la comunidad mediante la combinación de herramientas (Peredo y Barrera, 2019a) cuantitativas (inventarios) y cualitativas (entrevistas móviles; Brown y Durrheim, 2009; mapas parlantes (Geilfus, 2009) (Figura 5.2).



Figura 5.2. Imágenes del trabajo en el campo para la descripción de las huertas

Ambas unidades (SC y SA) pertenecen, desde el punto de vista climático, al distrito N° 17 de Temuco con una temperatura promedio anual de 11,7 °C, (máxima promedio de 24,1 °C y una mínima de 3,9 °C). Las precipitaciones medias anuales son de 1.209 mm y un déficit hídrico de 472 mm, lo que determina un período seco con alto riesgo de sequía entre los meses de noviembre y marzo.

En cuanto a las características geomorfológicas, corresponden a suelos de origen volcánico, rojos arcillosos de la Serie Metrenco (INIA, 1985) cuyas principales características son sus lomajes de pendientes complejas (4-15%), el drenaje es regular a bueno y la capacidad de uso predominante es III y IV.

Las características físico-químicas del suelo (Tabla 5.1) son similares para ambas unidades lo que de acuerdo a Rodríguez (1993) corresponde a valores medios para este tipo de suelos rojo arcillosos de origen volcánico.

Tabla 5.1. Análisis de suelos para los diferentes sectores (1 y 2) de las unidades SA (Sistema Agroecológico) y SC (Sistema Convencional).

Parámetros	SA		SC	
	Sector 1	Sector 2	Sector 1	Sector 2
Ph en agua	6,20	5,55	5,06	5,58
M. Orgánica (%)	10,85	5,74	12,03	7,86
Suma de Bases (meq/100g)	17,23	6,14	9,52	6,14
Saturación de Al (%)	0,03	4,69	0,93	2,51

Fuente: Peredo y Barrera (2019b)

2.- Obtención de las muestras de suelo. En ambas unidades se evaluaron y compararon las comunidades faunísticas edáficas. Para ello, se extrajeron al azar muestras dentro de los primeros 10 cm de suelo en diferentes sectores de la huerta (Neher y Barbercheck, 1999). Las muestras extraídas fueron recogidas y almacenadas en bolsas de polietileno y llevadas a laboratorio para su procesamiento. En laboratorio, las muestras se montaron en un sistema de Berlesse-Tullgren durante 7 días para asegurar la extracción de los organismos edáficos (Rodrigues Freire *et al*, 2015). Los organismos se recogieron en alcohol al 75% y fueron almacenados en frascos de vidrios.

3.- Identificación, clasificación y cuantificación de los organismos. Posteriormente, los organismos fueron identificados a nivel de orden y suborden y cuantificados bajo microscopio binocular estereoscópico Nikon SMZ 660. Se evaluaron las comunidades edáficas de ambas unidades de estudio a través del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') y Homogeneidad (J) y se compararon taxo y biocenóticamente mediante los índices de Jaccard (S_j) y Winer (S_w), respectivamente.

5.6.- Resultados y discusión

a.-Diseños prediales. Los sistemas analizados se caracterizan por un diseño que, en el caso del sistema convencional, presenta diferentes parcelas (huerto, chacra, quinta) destinadas al monocultivo, principalmente, de *Avena sativa*, *Triticum aestivum*, *Lens culinaris*, *Cirsium arvense*, *Pisum sativum*. El sistema agroecológico, en tanto, las parcelas están destinadas para el establecimientos de cultivos asociados, mayoritariamente, de *Chenopodium quinoa*, *Phaseolus vulgaris*, *P. Coccineus*, *P. sativum*, *Avena sativa* y *Vicia faba* y, el policultivo de *Zea mays*-*P. vulgaris*-*Helianthus annuus* destacándose las variedades y líneas del género *Phaseolus*.

El manejo de la fertilidad del suelo, en el sistema convencional, se restringe al uso de guano en algunos cultivos y, mayoritariamente, la aplicación de urea y superfosfato triple. El sistema agroecológico, en tanto, aplica compost elaborado a partir de los residuos domiciliarios, restos de cosecha y guano (aves, conejos y bovinos).

En relación a la diversidad de plantas presentes en las huertas hay un mayor número de especies y variedades de plantas en el Sistema Agroecológico (SA) en relación al Sistema Convencional (SC) donde el SA cuadriplica al SC (Tablas 5.1 y 5.2), aunque son las mismas familias botánicas las que, porcentualmente, predominan en ambos sistemas (Figura 5.3).

Tabla 5.2. Especies y variedades de plantas, sus usos y ubicación en el diseño predial para el Sistema Agroecológico (SA).

Nombre común	Nombre Científico	Familia	Usos	Ubicación en el diseño
Lechuga	<i>Lactuca sativa L</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Acelga	<i>Beta vulgaris var. cycla</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Cilantro	<i>Coriandrum sativum L.</i>	<i>Apiaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Perejil	<i>Petroselinum hortense</i>	<i>Apiaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Espinaca	<i>Spinacea oleraceae</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/

				terrazas
Repollo	<i>Brassica oleracea var. capitata</i>	<i>Brassicaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Achicoria	<i>Achicorium spp.</i>	<i>Asteraceae</i>	Medicinal	Invernadero/huerta/ terrazas
Zanahoria	<i>Daucus carota</i>	<i>Apiaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Betarraga	<i>Beta vulgaris var. hortensis L.</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Remolacha	<i>Beta vulgaris L.</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Rabanito	<i>Raphanus sativus L.</i>	<i>Brassicaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Tomate	<i>Solanum Lycopersicum</i>	<i>Solanaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Aji	<i>Capsicum annum var.</i>	<i>Solanaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Arveja	<i>Pisum sativum L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Arvejon sin hila	<i>Pisum sativum L. ssp. sativum var. macrocarpon Ser</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Invernadero/huerta/ terrazas
Arvejon morado	<i>Lathyrus clymenum</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto pallar	<i>Phaseolus coccineus L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto arroz	<i>Phaseolus calcaratus Roxb.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto araucano	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto belga	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto manteca	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto burro	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto tortola	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto pajarito	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto apache	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto señorita	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto lagarto	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto perla negra	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto mexicano	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto coyunda blanco	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto coyunda morado	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto arveja	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto metro	<i>Vigna unguiculata subsp. sesquipedalis</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto sapito	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta

Poroto juanita	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto coscorron	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto azufrado	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto gallo	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto caballero	<i>Dolichus lablab</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto dedo	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto azulado	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto fideo	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto peumo	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Poroto hallado	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Maravilla	<i>Helianthus annuus L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Habas	<i>Vicia faba L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Quinoa	<i>Chenopodium quinoa wild.</i>	<i>Chenopodaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Manzano	<i>Malus domestica L.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Perales	<i>Pyrus communis L.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Albaricoque	<i>Prunus armenica L.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Duraznero	<i>Prunus persica Bat. Ch.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Ciruelo	<i>Prunus cerasifera Bat. Ch.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Cerezo	<i>Prunus avium</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Castaño	<i>Castanea sativa</i>	<i>Fagaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Membrillero	<i>Cydonia oblonga Mill.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Higuera	<i>Ficus carica</i>	<i>Moraceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Maqui	<i>Aristotelia chilensis (Mol.)</i>	<i>Elaeocarpaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Rosa mosqueta	<i>Rosa moschata L. Herm.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria – mermelada	Terrazas/ huerta
Murtilla	<i>Ugni molinae L.</i>	<i>Myrtaceae</i>	Culinaria – mermelada	Terrazas/ huerta
Zarzaparrilla	<i>Smilax officinalis L.</i>	<i>Smilacaceae</i>	Culinaria – mermelada	Terrazas/ huerta
Guindo	<i>P. Cerasus Avium L.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria – mermelada	Terrazas/ huerta
Yuyo cultivado	<i>Brassica rapa L.</i>	<i>Brassicaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Mostaza	<i>Sisymbrium officinale (L.) Scop.</i>	<i>Brassicaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Chascú (a)	<i>Thymus vulgaris L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Oregano	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Lamiaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Lechuga crespamorada	<i>Chicorium Intybus</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Lechuga escarola y/o costina	<i>Lactuca sativa L. var. Langifolia</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta

Achicoria crespa	<i>Cichorium endivia latifolia</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Maní	<i>Arachis hypogaea L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Piña	<i>Ananas comosus (L.) Merr.</i>	<i>Bromeliaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Ortiga madre	<i>Urtica urens L.</i>	<i>Urticaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Esparrago	<i>Asparagus officinalis L.</i>	<i>Asparagaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Maiz negro	<i>Zea mays var. amilácea (L)</i>	<i>Poaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Borraja	<i>Borago officinalis. L.</i>	<i>Boraginaceae</i>	Culinario- Medicinal/aromatica	Terrazas/ huerta
Chalota	<i>Allium ascalonicum L.</i>	<i>Amaryllidaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Tabaco	<i>Nicotiniana tabacum L.</i>	<i>Solanaceae</i>	Insumo orgánico	Terrazas/ huerta
Pimienton	<i>Capsicum annum var. Grossum</i>	<i>Solanaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Chinita	<i>Calendula officinalis L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Medicinal	Terrazas/ huerta
Ballica italiana	<i>Lolium multiflorum Lam.</i>	<i>Poaceae</i>	Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Topinambur	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Asteraceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas/ huerta
Pepino	<i>Cucumis sativus L.</i>	<i>Cucurbitaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Zapallo	<i>Cucurbita pepo L.</i>	<i>Cucurbitaceae</i>	Culinaria	Terrazas/ huerta
Natre	<i>Solanum crispum R. et. P.</i>	<i>Solanaceae</i>	Medicinal- Insumo orgánico	Jardín medicinal
Ruda	<i>Ruta graveolans L.</i>	<i>Rutaceae</i>	Medicinal- Insumo orgánico	Jardín medicinal
Menta	<i>Mhenta piperita L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal	Jardín medicinal
Mastuerzo	<i>Coronapus didymus (L.) J. E. Sm.</i>	<i>Brassicaceae</i>	Medicinal- Insumo orgánico	Jardín medicinal
Eter	<i>Artemisia abrotanum L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Medicinal- Insumo orgánico	Jardín medicinal
Amapola	<i>Papaver rhoeas L.</i>	<i>Papaveraceae</i>	Insumo orgánico	Jardín medicinal
Maravilla azul	<i>Ipomoea indica</i>	<i>Convolvulaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Jardín medicinal
Menta de agua	<i>Mentha acuatica</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Poleo	<i>Mentha polegium L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Toronjil	<i>Melissa officinalis L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Matico	<i>Buddleja globosa Hope.</i>	<i>Piperaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Pata de vaca	<i>Bauhinia candicans Benth.</i>	<i>Fabaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Rudon	<i>Bituminaria bituminosa</i>	<i>Fabaceae</i>	Medicinal/aromática- Alimentación animal	Jardín medicinal
Menta pampera	<i>Mentha sp.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Menta blanco	<i>Mhenta rotundifolia L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Gongona	<i>Citronella congonha</i>	<i>Piperaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Ajenjo	<i>Artemisia absinthium L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Sauce	<i>Salix humboldtiana Wild.</i>	<i>Salicaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal

Chilco	<i>Fucsia magellanica</i> Lam. Var. <i>Magallinica</i>	<i>Onagraceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Chacay	<i>Discaria trinervis</i> Gill. Ex. H. et. A.	<i>Rhamnaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Salvia	<i>Salvia officinalis</i> L.	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Trigo	<i>Triticum aestivum</i> L.	<i>Poaceae</i>	Culinaria (harina)	Terrazas
Avena	<i>Avena sativa</i> L.	<i>Poaceae</i>	Alimentación animal	Terrazas
Chícharo	<i>Vigna unguiculata</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinaria- Alimentación animal	Terrazas
Lenteja	<i>Lens culinaris</i> L.	<i>Fabaceae</i>	Culinaria	Terrazas
Zapallito italiano	<i>Cucurbita pepo</i>	<i>Cucurbitaceae</i>	Culinario	Invernadero/huerta/ chacra
Pepino	<i>Cucumis sativus</i>	<i>Cucurbitaceae</i>	Culinario	Invernadero/huerta/ chacra
Puerro	<i>Allium porrum</i>	<i>Liliaceae</i>	Culinario	Huerta/chacra
Hierba buena	<i>Mentha spicata</i> L.	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Llanten	<i>Plantago major</i> L.	<i>Plantaginaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Natre	<i>Solanum crispum</i> R.et. P.	<i>Solanaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal
Culén	<i>Psoralea glandulosa</i> L.	<i>Fabaceae</i>	Medicinal/aromática	Jardín medicinal

Tabla 5.3. Especies y variedades de plantas, sus usos y ubicación en el diseño predial para el Sistema Convencional (SC).

Nombre común	Nombre científico	Familia	Usos	Ubicación en el diseño
Aji	<i>Capsicum anum</i> L.	<i>Solanaceae</i>	Culinario	Huerta
Tomate	<i>Solanum lycopersicum</i>	<i>Solanaceae</i>	Culinario	Huerta
Acelga	<i>Beta vulgaris</i> var. <i>cycla</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Culinario	Huerta
Cilantro	<i>Coriandrum sativum</i> L.	<i>Apiaceae</i>	Culinario	Huerta
Trigo	<i>Triticum aestivum</i> L.	<i>Poaceae</i>	Culinario (harina)- Alim. Animal (paja)	Chacra-extensivo
Avena	<i>Avena sativa</i> L.	<i>Poaceae</i>	Alimentación animal	Chacra-extensivo
Chicharo	<i>Vigna unguiculata</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinario- Alimentación animal	Chacra-extensivo
Lenteja	<i>Lens culinaris</i> L.	<i>Fabaceae</i>	Culinario	Chacra-extensivo
Arveja	<i>Pisum sativum</i> L.	<i>Fabaceae</i>	Culinario	Chacra-extensivo
Lupino	<i>Lupinus albus</i>	<i>Fabaceae</i>	Alimentación animal	Chacra-extensivo
Manzano	<i>Malus domestica</i> L.	<i>Rosaceae</i>	Culinario	Quinta frutal
Durazneros	<i>Prunus persica</i> Bat. Ch.	<i>Rosaceae</i>	Culinario	Quinta frutal
Ciruelos	<i>Prunus ceracifera</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinario	Quinta frutal
Matico	<i>Buddleja globosa</i> Hope.	<i>Scrophulariaceae</i>	Culinario	Huerta
Eter	<i>Artemisia abrotarum</i> L.	<i>Asteraceae</i>	Medicinal-insumo orgánico	Huerta
Ruda	<i>Ruta graveolens</i> L.	<i>Rutaceae</i>	Medicinal-insumo orgánico	Huerta

Menta	<i>Mentha suaveolens Ehrh.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal	Huerta
Toronjil	<i>Melissa officinalis L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal	Huerta
Hierba buena	<i>Mentha spicata L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Huerta
Llanten	<i>Plantago major L.</i>	<i>Plantaginaceae</i>	Medicinal-insumo orgánico	Huerta
Natre	<i>Solanum crispum R.et. P.</i>	<i>Solanaceae</i>	Medicinal-insumo orgánico	Huerta
Culén	<i>Psoralea glandulosa L.</i>	<i>Fabaceae</i>	Culinario-medicinal	Huerta
Gongona	<i>Citronella congonha</i>	<i>Piperaceae</i>	Medicinal/aromática	Huerta
Borraja	<i>Borago officinalis</i>	<i>Boraginaceae</i>	Medicinal/aromática	Huerta
Paico	<i>Chenopodium ambrosoides</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Medicinal/aromática	Huerta
Salvia	<i>Salvia officinalis L.</i>	<i>Lamiaceae</i>	Medicinal/aromática	Huerta
Yuyo	<i>Brassica rapa L.</i>	<i>Brassicaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Achicoria	<i>Cichorius intybus L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Quingüilla	<i>Chenopodium fisifolium J.E.Sm.</i>	<i>Chenopodaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Pilloy-pilloy	<i>Stellaria cuspidata</i>	<i>Caryophyllaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Duraznillo	<i>Polygonum lapathifolium</i>	<i>Polygonaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Sanguinaria	<i>Polygonum aviculare L.</i>	<i>Polygonaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Pila-pila	<i>Modiola caroliniana</i>	<i>Malvaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Pasto cebolla	<i>Arrhenatherum elatius (L.) P. beauv.Ex.J.et.K.oresk sso.</i>	<i>Poaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Vinagrillo	<i>Rumex acetosella L.</i>	<i>Polygonaceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Manzanillón	<i>Anthemis arvensis L.</i>	<i>Asteraceae</i>	Maleza-invasora	Quinta frutal
Rosa mosqueta	<i>Rosa moschata Herm.</i>	<i>Rosaceae</i>	Culinaria	Cercos y potreros

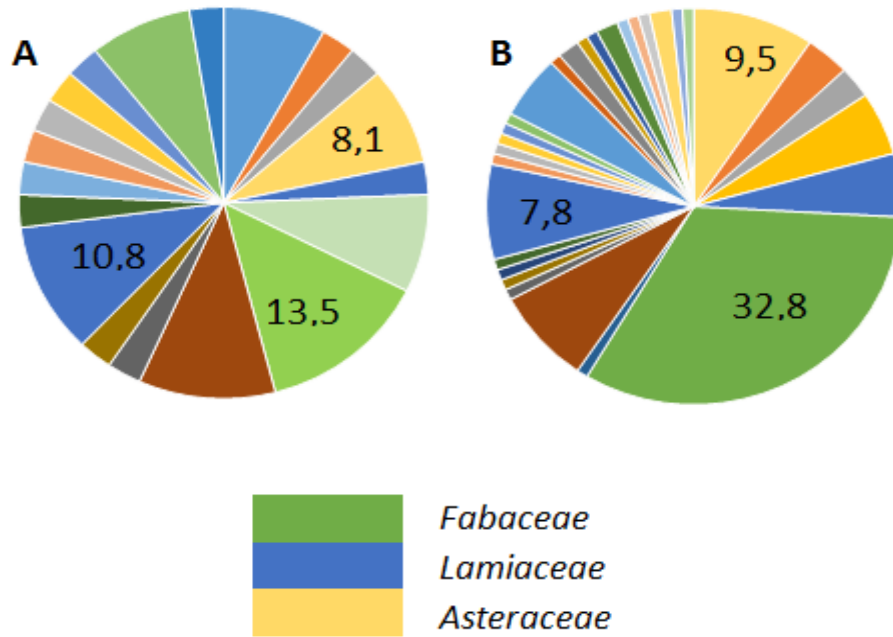


Figura 5.3. Relación porcentual de las familias botánicas presentes en las huertas. A: Sistema convencional. B: Sistema agroecológico.

Junto con ello, los usos (propiedades) de las plantas mencionadas por las agricultoras se presentan con un mayor número de especies y variedades en el SA para 4 de las 5 categorías establecidas donde destacan el uso culinario y el medicinal/aromático con los valores más altos (Figura 5.4).

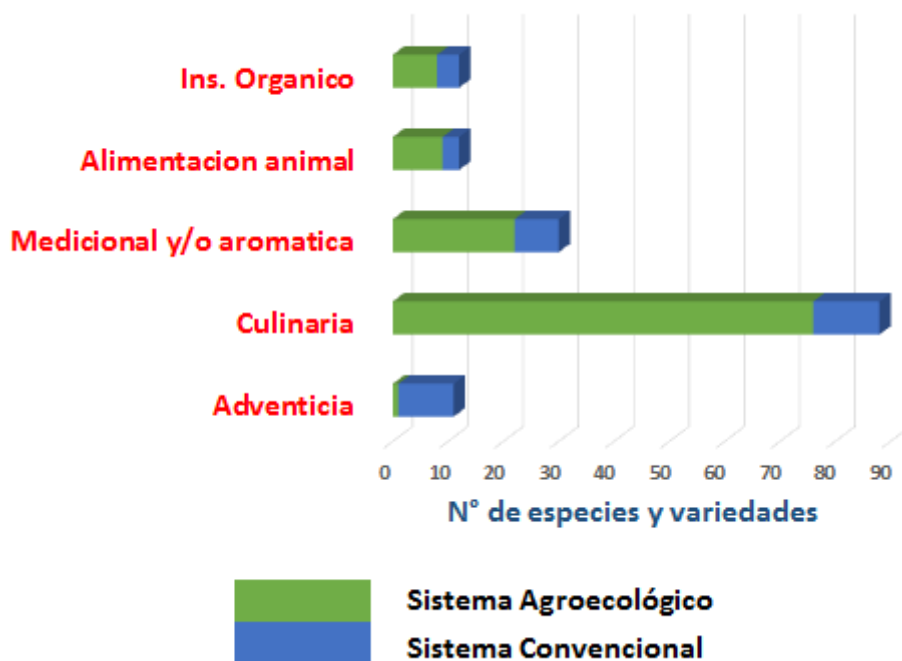


Figura 5.4. Usos de las plantas en las huertas

b.- Biodiversidad bajo el suelo. El sistema agroecológico presenta una mayor abundancia total (N) de individuos y en cada uno de los grupos identificados (Figura 5.5), así como una mayor diversidad (H') y riqueza de taxa (S) (Tabla 5.4).

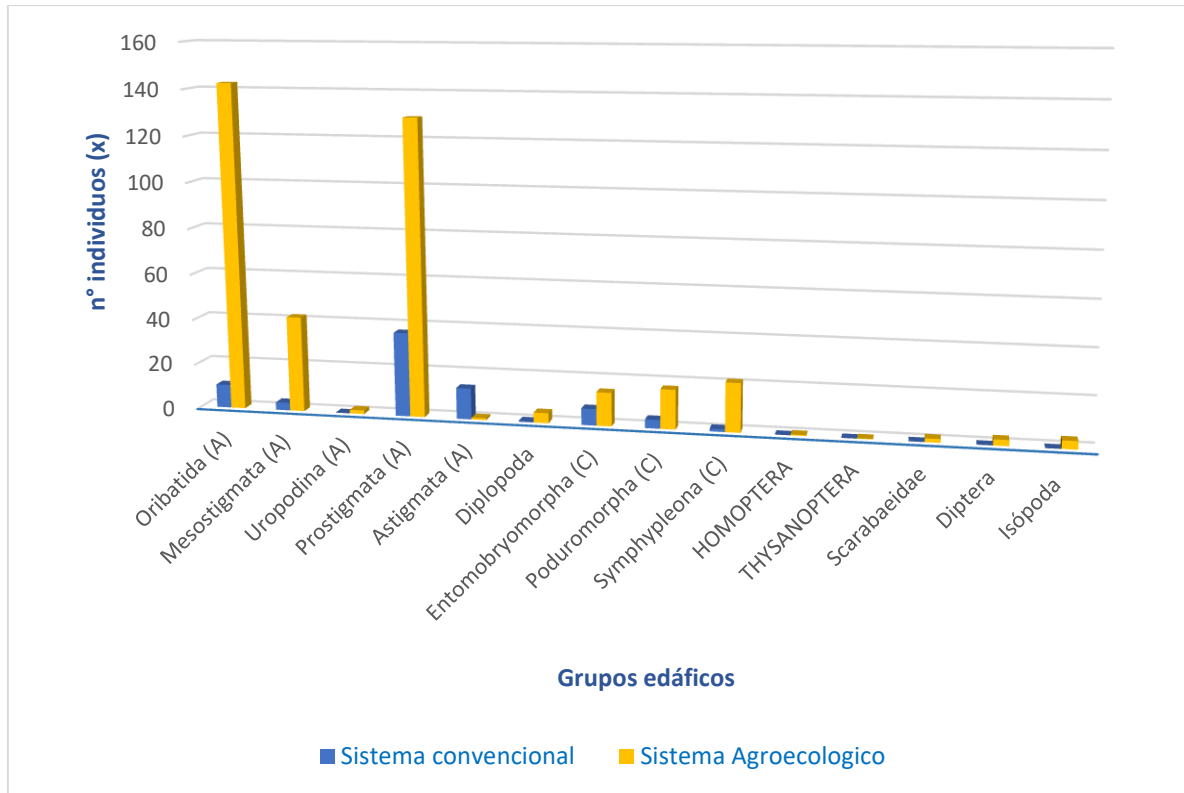


Figura 5.5. Número de individuos (x) por grupo edáfico

La equidad (homogeneidad, J), en tanto, reporta un valor más alto en SC (0.73) indicando que en SA las abundancias relativas tienden a ser menos equitativas, determinada, en este caso, por la mayor abundancia de los grupos acarina (Tabla 5.5).

Tabla 5.4. Valores de abundancia totales, promedio y desviación standard de cada taxa y para cada unidad de estudio (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico)

		SC			SA	
Taxa	Total	x	s	Total	x	S
Oribatida (A)	51	10,2	3,421	713	142,6	39,759
Mesostigmata (A)	17	3,4	1,673	209	41,8	13,864
Uropodina (A)	0	0	0	8	1,6	2,51
Prostigmata (A)	184	36,8	1,483	646	129,2	111,547
Astigmata (A)	68	13,6	14,502	4	0,8	1,304
Diplopoda	2	0,4	0,894	22	4,4	5,32
Entomobryomorpha (C)	36	7,2	4,207	73	14,6	7,092
Poduromorpha (C)	19	3,8	2,683	86	17,2	12,716
Symphyleona (C)	6	1,2	0,837	107	21,4	7,335
HOMOPTERA	0	0	0	2	0,4	0,894
THYSANOPTERA	0	0	0	1	0,2	0,447
Scarabaeidae (COLEOPTERA)	0	0	0	8	1,6	3,578
Larvas Díptera	0	0	0	13	2,6	3,05
Isópoda (CRUSTACEA)	0	0	0	18	3,6	2,191

El valor de S_j (0,57) (Tabla 5.5) indica que las comunidades SA y SC presentan una similitud taxocenótica media donde se destaca, entre los ácaros, la ausencia de Uropodina en SC. Este grupo junto con los oribátidos (Socarrás, 2013) son indicadores de suelo con alta productividad, por lo que, la abundancia mayor de éstos en SA respecto de SC y la ausencia de los primeros en SC señalan una mejor condición del suelo en sistemas que han sido diseñados bajo principios agroecológicos. Los mayores valores de oribátidos y diplópodos en SA refleja una mejor condición de la actividad biológica en el suelo de SA al cumplir éstos una función descomponedora.

El valor de S_w (0.79) indica que no existirían grandes diferencias biocenóticas entre comunidades (SC y SA) destacando la similitud en la relación acaro/colémbola con 5.25 para SC y 5.94 para SA, donde la mayor abundancia

de ácaros, en ambos casos, se explica por tratarse de agroecosistemas más inestables producto de la actividad agrícola (Mateos, 1992).

Tabla 5.5. Valores (índice) de riqueza (S), abundancia (N), diversidad (H), equidad (J) para SC y SA. Relación biocenótica (S_w) y taxocenótica (S_j) entre SC y SA (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico)

Índice	SC	SA	SC/SA
Riqueza (S)	8	14	
Abundancia (N)	383	1910	
Shannon-Wiener (H')	2.21 bits	2.31 bits	
H' máx	2.99 bits	3.81 bits	
Equidad (J)	0.73	0.61	
Jaccard (S_j)			0.57
Winer (S_w)			0.79

Sin embargo, la relación biocenótica por grupos de ácaros señala una mejor condición edáfica para SA (Tabla 5.6). Concretamente, el balance oribátido/astigmata, (Karg, 1963), indica un nivel de perturbación del suelo mayor en SC (0.75) en relación a SA (178.25) debido a la mayor abundancia (absoluta y relativa) de astigmatas en SC. En cuanto a la relación oribátidos/prostigmatas (Andrés, 1990) los valores señalan un mayor grado de desequilibrio en la comunidad SC (0.27) en relación a SA (1.1) por la dominancia numérica relativa de los prostigmata. Para la relación astigmata/mesostigmata, en tanto (Bedano *et al.*, 2011)- los valores son mayores en SC en relación a SA (4.0 y 0.01, respectivamente) señalando una mayor alteración o inestabilidad del medio edáfico en la comunidad de SC.

Tabla 5.6. Valores derivadas de la relación establecida entre grupos funcionales para SC y SA (SC=sistema convencional; SA=sistema agroecológico)

Relación entre grupos	SC	SC	Autor
Acaro/Colémbola	5.25	5.94	Mateos, 1992
Oribátido/Astigmata	0.75	178.25	Karg, 1963
Oribátido/Prostigmata	0.27	1.1	Andrés, 1990
Astigmata/Mesostigmata	4.0	0.01	Bedano <i>et al</i> , 2011

Las diferencias y similitudes respecto de la biodiversidad de la mesofauna del suelo asociados al diseño del sistema se pueden explicar en función de las intervenciones indirectas (Swift, 1999) que realizan campesinas y agricultores en sus huertas: a) la diversidad de plantas, b) el arreglo espacial y temporal de las mismas y, c) el manejo empleado a través de diferentes técnicas y prácticas.

a.- La diversidad de plantas. Una alta diversidad de especies de plantas aumenta la diversidad de la microfauna del suelo (Florhe *et al.*, 2011). De acuerdo a Sánchez de P. *et al*, (2012: 30) “La biodiversidad que se expresa arriba de un agroecosistema complejo, tiene su expresión abajo, en el suelo, en la diversidad de las especies que coexisten, se entrelazan, entretejen, alternan, superponen, ascienden y/o combinan, formando un entramado”. En este caso, la mayor diversidad, abundancia de individuos y riqueza de taxa presente en la comunidad edáfica de SA guarda directa relación con el número de especies y variedades de plantas que SA cuadruplica a SC. En el mismo sentido “la diversidad genética en la parte aérea del agroecosistema está directamente ligada a diversidad genética abajo [que] se expresa en la calidad del suelo...” (Sánchez de P. *et al*, 2012: 31) en donde destaca las diferentes variedades de *Ph. vulgaris* presentes en SA.

El aumento de la riqueza de especies en un sistema de cultivo aumenta la posibilidad de incluir especies, que contribuyen positivamente al funcionamiento general del agroecosistema (Bommarco *et al.*, 2013). La

introducción directa de nuevas especies como una forma de gestionar los agroecosistemas para ampliar las funciones y servicios ecosistémicos modifican la diversidad asociada, entre ellas, la biota del suelo y la flora espontánea (Wood *et al.*, 2015). En este caso, la mayor diversidad florística en SA junto con establecer una relación directa con mayores niveles de diversidad y riqueza en la mesofauna del suelo, además, se asocia con diferentes niveles de plantas adventicias (Figura 5.4) y un menor nivel de incidencias por plagas y/o enfermedades (Peredo y Barrera, 2019b) respecto de SC.

b) el arreglo espacial y temporal de la biodiversidad funcional cultivada. En estudios relativos a la biodiversidad en agroecosistemas se ha establecido que la diversidad funcional es más relevante que la diversidad de especies en sí misma (Huhta, 2007). Concretamente, está asociada a los servicios ecológicos que dicha biodiversidad puede ofrecer en los agroecosistemas (Altieri, 1999). De hecho, el aumento de la riqueza de especies en un sistema de cultivo aumenta la posibilidad de incluir especies que contribuyen positivamente al funcionamiento general del ecosistema proporcionando servicios ecológicos (Bommarco *et al.*, 2013).

Los agroecosistemas se pueden gestionar para ampliar la funciones y servicios ecológicos mediante la introducción directa de nuevas especies y, en consecuencia, modificar la diversidad asociada, a saber, la biota del suelo y la flora espontánea (Wood *et al.*, 2015). La perturbación infligida intencionalmente en el sistema (gestión del agroecosistema), se debe diseñar de tal manera que el sistema pueda desarrollar un mecanismo que le permita recuperarse de las perturbaciones y continuar con los principales procesos de forma autónoma. Si la gestión tiene como objetivo apoyar la biodiversidad para el cumplimiento de las funciones deseadas del agroecosistema, tanto la biofuncionalidad como la funcionalidad de la biodiversidad puede contribuir; bio-funcionalidad porque da lugar a especies adaptadas a los objetivos elegidos, y diversidad porque puede aumentar los niveles de aquellas responsables de procesos en el agroecosistema. De esta manera se evita que el sistema sea dominado por formas negativas de biofuncionalidad como malas hierbas y plagas (Moonen y Barberi, 2008).

La diversificación del agroecosistema implica incorporar componentes regenerativos como la combinación de plantas en arreglos de cultivos intercalados, sistemas agroforestales (cultivos y árboles), sistemas silvopastoriles (animales y árboles), utilizando leguminosas como cultivos de coberturas o en rotaciones, etc. Una comunidad de organismos en un agroecosistema se vuelve más complejo cuando se incorpora un mayor número de diferentes tipos de plantas generando, con ello, más interacciones entre los artrópodos y microorganismos asociados que forman parte por encima y por debajo de las redes alimentarias del suelo. La integridad de un agroecosistema se basa en sinergias entre la diversidad vegetal y la comunidad de microorganismos del suelo, para optimizar la descomposición y el recambio de materia orgánica. (Nicholls *et al.*, 2016)

El sistema agroecológico estudiado no solo presenta un alta diversidad florística, además, ésta se dispone, espacial y temporalmente, de diferentes maneras (Peredo y Barrera, 2016): rotación de cultivos utilizando leguminosas, cultivos asociados e intercalados y policultivos, donde destaca la disposición y ubicación de plantas medicinales y aromáticas en diferentes sectores del sistema, otorgándole una menor vulnerabilidad (Peredo y Barrera, 2019b).

Esta interconexión entre las comunidades arriba y abajo del suelo atribuidas a la complejidad del diseño establecida en el sistema agroecológico estudiado coincide con lo reportado por Robaina *et al.*, (2019), así como los valores más altos de diversidad y abundancia en sistemas con diseños más complejos estudiados por Matienzo Brito *et al.*, (2015) y, específicamente, con las mayores abundancias de ácaros y entomobryomorpha reportados por Scorriza *et al.*, (2016).

c) el manejo a través de diferentes técnicas y prácticas. Una de las técnicas empleadas en el manejo del suelo en sistemas agroecológicos es la elaboración de biopreparados y la aplicación de compost. La incorporación de éste impacta tanto en los microorganismos como en la actividad de la fauna en el suelo. La aplicación de compost acelera la actividad biológica en el suelo y

genera cambios sobre la densidad de población de colémbolos y ácaros, así como sobre la actividad microbiana Pfozter y Schöler (1997). Como se ha mencionado anteriormente, los cambios en la composición de la comunidad vegetal, impulsados por enmiendas orgánicas y cultivos que prestan servicios ecológicos pueden afectar a la comunidad subterránea y viceversa (Ciaccia *et al.*, 2019).

Los niveles más altos de oribátidos y mesostigmatas (ácaros) y de entomobryomorpha (colémbolas) encontrados en el sistema agroecológico -que incorpora compost en el suelo- coinciden con los estudios realizados por (Marín *et al.*, 2015 y Rocha *et al.*, 2012).

En cuanto a las relaciones oribátidos/astigmados, oribátidos/prostigmados y astigmados/mesostigmados las estimaciones coinciden con los trabajos de Socarrás e Izquierdo (2014) referidos a que en el sistema agroecológico dominaron los grupos edáficos que constituyen indicadores de estabilidad (oribátidos y mesostigmados). Estos se ven favorecidos con la incorporación de la materia orgánica y una mayor cobertura del suelo, estimulando a que la mesofauna recobre condiciones de mayor estabilidad. En el mismo sentido la presencia de uropodina en SA, aunque baja, se podría explicar por la aplicación de compost -como práctica cultural de manejo de suelo-, ya que, en estos ambientes estos organismos son habituales (García-Álvarez y Bello, 2004). En el sistema convencional, en tanto, predominaron los grupos indicadores de la inestabilidad e infertilidad del suelo (astigmados y prostigmados).

Finalmente, las similitudes encontradas entre los sistemas estudiados (SA y SC) -tanto a nivel taxonómico como biocenótico- podrían ser explicados por la predominancia de tres familias botánicas en ambos sistemas (Figura 5.3) lo que conferiría una similitud a las comunidades vegetales sobre el suelo. Estudios realizados en otros agroecosistemas en Chile indican que las similitudes de las comunidades de mesofauna del suelo presenta valores menores (S_j y S_w cercano a 0) asociadas a comunidades vegetales muy diferentes (pradera naturalizada v/s monocultivo) (Peredo *et al.*, 2002). Por el

contrario, comunidades de mesofauna en el suelo de monocultivos orgánicos presentan valores de S_j y S_w cercano a 1 (Peredo *et al.*, 2012 y 2009).

Los resultados del presente confirmarían una tendencia respecto, de una parte, a presentar valores más altos de diversidad, abundancia y riqueza de mesofauna edáfica en agroecosistemas con una mayor diversidad florística. Y de otra parte y de forma complementaria, a valores de similitud (taxo y biocenótica) crecientes en las comunidades mesofaunísticas asociadas a diseños monoespecíficos (Peredo, 2019).

La constatación de una mayor biodiversidad de mesofauna edáfica asociada a un diseño más complejo contribuye a la validación de una forma de producción (agricultura familiar campesina) basada en principios agroecológicos que con sistemas biodiversificados garantizan el funcionamiento de los agroecosistemas permitiendo su adaptación y autoorganización. Estos agroecosistemas son la base de sistemas alimentarios sustentables por lo que conocer lo que representan para las comunidades rurales (Chehuaicura *et al.*, 2010) y las estrategias desarrolladas para gestionar la agrobiodiversidad (Peredo y Barrera, 2017) resulta fundamental en la masificación de estas experiencias agroecológicas para una distribución equitativa y responsable del valor del alimento que consumimos.

5.7.- Conclusiones

Bajo las condiciones en que se realizó esta investigación se concluye que un agroecosistema de base agroecológica con un diseño biodiverso de arreglos espacio-temporales funcionales y manejos regenerativos presentan mayores valores de biodiversidad mesofaunística edáfica en todos sus atributos: riqueza, abundancia y diversidad, en comparación a un agroecosistema con un diseño convencional basado, principalmente, en monocultivos y utilización de insumos de origen sintético.

5.8.- Referencias

Almuna R, Montenegro I, Mora M y Rojas A. 2019. Huerto Popular Observatorio al Sur: articulando para la soberanía territorial. En: Ibarra JT, Caviedes J, Barreau A, Pessa N. (Eds). Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 203-214.

Altieri, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19–31.

Altieri M, Nicholls C. 2007. Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas* 16 (1): 3-12.

Altieri M, Nicholls C. 2000. Agroecología. Teoría y Práctica para una Agricultura Sustentable. Ed. Red de Formación Ambiental. PNUMA, 250p.

Andrés P. 1990. Descomposición de la materia orgánica en dos ecosistemas forestales del macizo del Montseny (Barcelona): papel de los ácaros oribátidos (Acarina, Oribatei). Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

Arentsen V. 2014. Reconocimiento y valorización del legado indígena en Agricultura urbana. En: Fuentes A (ed). Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile. Santiago de Chile, Editorial CU, 2014: 223-239.

Barreau A, Ibarra M. 2019. Mujeres mapuche y huertas andinas: espacios de fertilidad, soberanía y transmisión de saberes. En: Ibarra JT, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds). Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 127-138.

Bedano JC, Domínguez A, Arolfo R. 2011. Assessment of soil biological degradation using mesofauna. *Soil & Tillage Research* 117: 55–60.

Bommarco R, Kleijn D, Potts S.G. 2013. Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.*, 28: 230–238.

Brown L, Durrheim K. 2009. Different Kinds of Knowing: Generating Qualitative Data Through Mobile Interviewing. *Qualitative Inquiry* 15(5): 911-930.

Castañón I, Neal M. 2014. Después de cosechar qué? Cerrando el ciclo de la producción a la alimentación. En: Fuentes A. (Eds) Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile. Santiago de Chile, Editorial CU: 189-193.

Chehuaicura N, Thomet M, Perez I. 2010. Identificación de criterios utilizados por especialistas tradicionales en la adaptación de la biodiversidad local en comunidades mapuche, región de la araucanía (CHILE). ISDA: Montpellier, 10 p. hal 00523326.

Ciaccia C, La Torre A, Ferlito F, Testani E, Battaglia V, Salvati L, Rocuzzo G. 2019. Agroecological Practices and Agrobiodiversity: A Case Study on Organic Orange in Southern Italy. *Agronomy* 9, 85. doi:10.3390/agronomy9020085.

Cid F, González B. 2019. Más allá del bienestar económico: narrativas de mujeres campesinas de Quebrada de Alvarado en torno a la huerta familiar. En: Ibarra J T, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds) Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 93-102.

Feito C, Boza S, Peredo S. 2019. Territories in transition: agriculture in peri-urban areas of Buenos Aires (Argentina) and Santiago (Chile). *Revista Quid* 16 N°11:32-54

Fernández C, Pfaff M, Candia P, Aguilar R. 2019. Tradición y transformación de las huertas en los oasis del Desierto de Atacama. En: Ibarra JT, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds) Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 83-92.

Franco J. 2015. Programa de huertas urbanas orgánicas municipales de La Reina: una experiencia de participación ciudadana. En: Carbonell A (ed) Ciudad y calidad de vida: indagaciones y propuestas para un habitar sustentable. Santiago de Chile, Editorial USACH: 135-141.

Flohre A, Rudnick M, Traser G, Tschardt T, Eggers T. 2011. Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscape? *Agr. Ecosyst. Environ.* 141(1-2): 210-214. DOI: 10.1016/j.agee.2011.02.032.

Galdames R, Oyaneder P. 2014. Cosechando comunidad consiente. Experiencia y trayectoria del huerto comunitario La Berenjena. En: Fuentes A (ed). Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile. Santiago de Chile, Editorial CU: 128-133.

García-Álvarez A, Bello A. 2004. Diversidad de los organismos del suelo y transformaciones de la materia orgánica. Memorias. I Conferencia Internacional Eco-Biología del Suelo y el Compost. León, España. p. 211.

Geilfus F. 2009. 80 Herramientas para el Desarrollo Participativo. Instituto de Cooperación Interamericano para la Agricultura (IICA). 8va reimpresión. San José, Costa Rica. 217p.

Gliessman SR. 1998 *Agroecology: ecological processes in Sustainable Agriculture*. Ann Arbor Presss, Ann Arbor, MI.

Gliessman SR. 2002. *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sustentable*. Turrialba, C.R.; CATIE.

Huhta V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia* 50: 489—495

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 1985. Suelos volcánicos de Chile. J. Tosso (ed). INIA. Santiago. Chile. 723 p.

Karg W. 1963. Die edaphischen Acarina in ihren Beziehungen zur Mikroflora und ihrer Eignung als Anzeiger für Prozesse der Bodenbildung. In: *Soil organisms*. (Eds. J. Doeksen and J. van der Drift). North-Holland Publishing Co. Amsterdam, p. 305.

Loreau M, Naeem S, Inchausti P. 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Nueva York.

Mansilla C. 2014. Cultivar el huerto y dejarse cultivar por él. Una aproximación a la revinculación con la naturaleza desde la práctica estética-agrícola aymara. En: Fuentes A (ed) *Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile*. Santiago de Chile, Editorial CU: 240-251.

Manzo D, Lillo S. 2014. Sociedad en resistencia. Hacia una educación ambiental crítica y transformadora. En: Fuentes A (ed) *Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile*. Santiago de Chile, Editorial CU: 76-87.

Marín, EP, Sánchez de Prager M, Sierra A y Peñaranda Parada MR. 2019. Poblaciones de Ácaros, Colémbolos y otra Mesofauna en un Inceptisol bajo Diferentes Manejos. *Rev.Fac.Nal.Agr. Medellín* 68(1):7411-7422.

Masera O, Astier M, Lopez-Ridaura S. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*. Mundiprensa, GIRA, UNAM, Mexico D.F.

Mateos, E.1992. Colémbolos (*Collembola:Insecta*) edáficos de encinares de la Serra de l'Ova y de la Serra de Prades (Sierra prelitoral catalana). Efecto de los incendios forestales sobre estos artrópodos (inédito). Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, Facultad de Biología, Dpto. de Biología Animal.

Matienzo Brito Y, Alfonso-Simonetti J, Vázquez L, De la Masa Arias R, Matamoros Torres M, Díaz Finalé Y, Torres Lago T, Porrás González A. 2015. Diversidad de grupos funcionales de la fauna edáfica y su relación con el diseño y manejo de tres sistemas de cultivos. *Fitosanidad* 19(1): 45-55.

Muñoz-Sáez A, Albornoz F, Renwick L. 2019. Agrobiodiversidad nativa ligada a pueblos indígenas y campesinos en Chile. En: Ibarra J T, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds) *Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 49-60.

Moonen AC, Barberi P. 2008. Functional biodiversity: an agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 7-21.

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: *Biodiversity in Agroecosystems*. Collins WW, Qualset CO. CRC Press. USA. 27-47 p.

Nicholls C, Altieri MA, Vazquez L. 2016. Agroecology: principles for the conversion and redesign of farming systems. *J Ecosys Ecograph*, S5:1

Peredo S. 2019. Diferencias y similitudes en la composición mesofaunística edáfica en agroecosistemas bajo distintos diseños prediales: cambios y tendencias desde una perspectiva agroecológica. En: *Creando Redes Doctorales: Investiga y Comunica*. Chica Pérez AF, Mérida García J (Eds.) UCOPress: Córdoba, pp. 375-378

Peredo S, Barrera C. 2019a. Agroecology, Local Knowledge and Participatory Research: Articulation of Knowledge for Sustainable Use of Plant Resources in Agroecosystems In: Martínez JL, Muñoz Acevedo A, Rai M (eds). *Ethnobotany:*

Local Knowledge and Traditions. CRC Press: Boca Ratón pp: 19-33.
<https://doi.org/10.1201/9780429424069>.

Peredo S, Barrera C. 2019b. Evaluación participativa de la sustentabilidad entre un sistema campesino bajo manejo convencional y uno agroecológico de una comunidad Mapuche de la Región de la Araucanía (Chile). *Rev. FCA UNCUYO*. 51(1): 323-336.

Peredo S, Barrera C. 2017. Usos etnobotánicos, estrategias de acción y transmisión cultural de los recursos vegetales en la región del Maule, zona centro sur de Chile. *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas* 16 (4): 398 – 409

Peredo S, Barrera C. 2016. Definición participativa de indicadores para la evaluación de la sustentabilidad de predios campesinos del sector Boyeco, Región de la Araucanía. *IDESIA* 34(5):41-49

Peredo S, Vela M, Jiménez A. 2016. Determinación de los niveles de resiliencia/vulnerabilidad en iniciativas de Agroecología urbana en el suroeste andaluz. *IDESIA* 34(2): 5-13.

Peredo S, Barrera C, Parada E, Vega M. 2012. Taxocenosis and Biocenosis analysis over time of edaphic mesofauna in organic cranberry plantations in central-south Chile. *Agrociencia*. 47(2):163-173

Peredo S, Parada E, Vega M, Barrera C. 2009. Edaphic mesofauna community structure in organic and conventional management of cranberry (*VACCINIUM SP.*) plantations: an agroecological approach. 2009. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 9(3): 236-244.

Peredo S, Barrera C, Parada E. 2002. Efecto de las prácticas agrícolas convencionales sobre la biodiversidad mesofaunística edáfica en un huerto de ciruelos. Una aproximación agroecológica. *AGROSUR* 30 (2): 7-14.

Pfotzer GH, Schüller C. 1997. Effects of Different Compost Amendments on Soil Biotic and Faunal Feeding Activity in an Organic Farming System, *Biological Agriculture & Horticulture: An International Journal for Sustainable Production Systems*, 15(1-4): 177-183. DOI: 10.1080/01448765.1997.9755192

Reijntjes C, Haverkort B, Water-Bayer A. 1995. *Cultivando para el futuro. Introducción a la agricultura sustentable de bajos insumos externos*. ILEIA, Editorial Norman-Comunidad, Montevideo.

Robaina N, Márquez S, Restrepo L. 2019. The edaphic macrofauna in three components of the coffee plant arrangement associated with different management typologies, Antioquia, Colombia. *Rev. FCA UNCUYO* 51(2): 78-88.

Rocha MA, Sanchez J, Azero M. 2012. Estudio del mejoramiento de la calidad del suelo por el uso de diferentes enmiendas orgánicas en el cultivo de papa (*Solanum tuberosum* ssp. *andigenavar. Waycha*) en la Granja Modelo Pairumani. *ACTA NOVA* 5(4): 417-444.

Rodrigues Freire L, da Silva Araújo E, Louro Berbara RL. 2015. Tempo de captura de organismos da mesofauna do solo e seus reflexos na interpretação de índices da comunidade edáfica. *R. Bras. Ci. Solo*, 39:1282-1291.

Rodríguez SJ. 1993. *La fertilidad de los cultivos: un método racional*. Colección Agricultura. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago de Chile. 291.

Socarrás A, Izquierdo I. 2014. Evaluación de sistemas agroecológicos mediante indicadores biológicos de la calidad del suelo: mesofauna edáfica. *Pastos y Forrajes* 37 (1): 47-54.

Socarrás A. 2013. Soil mesofauna: biological indicator of soil quality. *Pastos y Forrajes* 36(1):14-21.

Scoriza RN, Correia MEF, Espindola JAA, Araújo ES. 2016. Effect of cultivation of cover crops on soil fauna. *Rev. Bras. de Agroecologia*. 11(4): 310-318.

Señoret A. 2014. Huertas urbanas barriales y comunidad. En: Fuentes A. (ed) *Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile*. Santiago de Chile, Editorial CU: 276-283.

Solano J. 2019. La huerta familiar: un espacio de conservación in-situ de papas nativas de Chile. En: Ibarra J T, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds) *Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 167-178.

Swift MJ. 1999. Towards the second paradigm: Integrated biological management of soil. In: J. Siqueira O, Moreira FMS, Lopes AS, Guilherme LRG, Faquin V, Furtani Neto AE, Carvalho JG (Eds), *Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*, 11–24. Lavras, Brasil: UFAL.

Urra R, Ibarra JT. 2019. Agrobiodiversidad en huertas familiares de Chile: un recorrido de norte a sur. En: Ibarra J T, Caviedes J, Barreau A, Pessa N (Eds) *Huertas familiares y comunitarias: cultivando soberanía alimentaria*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. p. 31-48.

Vega D. 2014. Huertos urbanos y acción colectiva: significados históricos en tránsito. En: Fuentes A (ed) *Traduciendo el zumbido del enjambre. Hacia una comprensión del estado actual de la Agricultura Urbana en Chile*. Santiago de Chile, Editorial CU: 100-111.

Wood SA, Karp DS, De Clerck F, Kremen C, Naeem S, Palm CA. 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends. Ecol. Evol.* 30: 531–539.

CAPÍTULO VI Discusión General

6.1.- Tendencias observadas en los estudios sobre mesofauna en agroecosistemas con diferentes diseños prediales.

La gran reserva de biodiversidad presente en suelo sigue siendo desconocida y, como se ha señalado en acápite anteriores, las investigaciones en agroecosistemas son escasas y más aún en sistemas de producción orgánica. El escaso desarrollo de investigaciones sobre mesofauna en sistemas agroecológicos invita a observar las tendencias que se presentan en los trabajos realizados hasta ahora con el propósito de orientar los trabajos a futuro.

Aun cuando los resultados obtenidos (Tabla 6.1), evidentemente, no corresponden a repeticiones de un mismo estudio, es posible observar algunas tendencias en las investigaciones realizadas por los autores en las cuales, sobre la base del mismo método de recolección y tratamiento de muestras (Rodrigues Freire *et al.* 2015; Neher & Barbercheck, 1999) se han considerados diversos agroecosistemas establecidos con distintos diseños prediales: pradera naturalizada (PN), plantación convencional (PC), monocultivo orgánico (MO), monocultivo en transición (MT), huerta convencional campesina (HCC), huerta agroecológica campesina (HAC), cultivo de hortalizas convencional (CHC), cultivo de hortalizas asociado (CHA).

Tabla 6.1 Parámetros e indicadores de biodiversidad en mesofauna edáfica para diferentes diseños prediales. PN=Pradera Naturalizada; PC=Plantación Convencional; MO=Monocultivo Orgánico; MT=Monocultivo en Transición; HCC= Huerta Campesina Convencional; HCA= Huerta Campesina Agroecológica; CHC= Cultivo de Huerta Convencional; CHA= Cultivo Huerta Asociado

Parámetro/variable	PC(1)	PN	PC(2)	MO(1)	MT	MO(2)	HCC	HAC	CHC	CHA
Total abundance	28	124	1.197	1.298	1.055	1.295	383	1.910	576	354
Richness	5	12	12	13	12	12	8	14	14	14
Shannon-Winner (H')	1,81	2,96	0,61	0,74	0,85	0,71	2,21	2,31	2,46	2,98
Evenness (J)	0,78	0,82	0,565	0,66	0,79	0,66	0,73	0,61	0,65	0,78
Jaccard(J)	0,31		0,79		1,00		0,57		0,65	
Winner(Sw)	0,13		0,90		0,93		0,79		0,88	

Una primera tendencia observada está referida a la abundancia de individuos en los diferentes agroecosistemas, destacando que el valor más alto se presenta en el agroecosistema (HAC=1910) caracterizada por su alta diversidad de especies de cultivos (Peredo y Barrera, 2016), seguida por los valores encontrados en los agroecosistemas (MO=1298;1295). Los valores más altos presentes en HAC respecto del resto estarían afirmando la estrecha relación entre la diversidad sobre y bajo el suelo. En tanto, los valores de (MO) en relación, por ejemplo, a (CHA=354) podrían ser explicado que pese a ser monocultivos, corresponde a un diseño predial basado en una plantación (Vaccinium) por lo que el movimiento de suelos es mínimo. La tendencia se refuerza con los bajos valores de los agroecosistemas (PC=28) y (HCC=383) cuyo diseño predial (estructura) se maneja, exclusivamente, mediante la aplicación de productos químicos de síntesis (biocidas y fertilizantes) de la cual, depende la producción agronómica.

Una segunda tendencia observada tiene relación con la uniformidad de los valores de riqueza cuando se trata de agroecosistemas con diseño orgánico y agroecológico sobresaliendo, aunque leve, los valores más altos en agroecosistemas con un diseño basado en una alta diversidad (HAC=14) y de cultivos asociados (CHA=14). La tendencia se ve reforzada al observar que los valores más bajos se presentan en los agroecosistemas con un diseño convencional (arreglo simple y dependencia de insumos sintéticos) tanto en una plantación de frutales (PC=5) como en la huerta convencional (HCC=8).

Una tercera tendencia es la mayor diversidad registrada en los agroecosistemas que presentan una mayor diversidad de especies vegetales (o arreglos funcionales) (CHA=2.98), (PN=2.96), (HAC=2.31) en comparación a aquellos agroecosistemas basados en monocultivos ya sean convencionales (PC=1.81 y 0.61) u orgánicos (0.71, 0.74).

Una cuarta tendencia está referida a las similitudes (J y Sw) entre las comunidades estudiadas. Es posible observar que cuando se trata de estudios entre agroecosistemas diseñados con monocultivo versus mayor diversidad de especies vegetales los valores son menores, tanto a nivel cualitativo (J) como

cuantitativo (Sw), o sea, menos parecidos son dichos agroecosistemas, en cuanto a su composición mesofaunística.

Lo anterior ocurre para los casos entre (PC y PN) y para (HCC y HAC). Los valores intermedios se observan cuando se comparan agroecosistemas con monocultivo y otro con cultivo asociado (CHC y CHA) en que la diversidad de este último, evidentemente, es mayor que el primero, pero mucho menor que para el caso de HAC. Por último, los valores más altos (por tanto, mayor es la similitud entre dichos agroecosistemas) se presentan cuando se trata, en ambos casos, de monocultivo ya sea convencional versus orgánico (PC y MO) o en transición versus orgánico (MT y MO), atribuibles a que su estructura (diseño) no ha sido modificada.

6.2.- Emergencias heurísticas y didácticas para la generación y transmisión del conocimiento sobre las relaciones bióticas en un agroecosistema.

Las tendencias presentadas en el apartado anterior alertan que es posible establecer una relación entre la biodiversidad mesofaunística del suelo y la diversidad planificada por las y los agricultores. Esta relación biótica entre los organismos del suelo y el ser humano (a través de su actividad en los sistemas agrícolas) no sólo es desconocida por la sociedad, sino que, muchas veces, no es advertida a través de los métodos “clásicos” de investigación.

Burgio *et al.* (2015) señala la necesidad de investigaciones con enfoque de sistemas para comprender la sostenibilidad ecológica en la agricultura de base agroecológica en comparación con la convencional. Enfatiza en la necesidad de incorporar todos los componentes de la gestión práctica que difieren entre los sistemas orgánicos y convencionales, así como el desarrollo de indicadores mediante el diálogo entre expertos y agricultores en asunto referidos a cómo dichas prácticas impactan en la calidad de vida por la conservación de los hábitat y la vida silvestre presente en las granjas.

En este sentido, Vandermeer y Perfecto (2013) plantean una alternativa ecológica que combina la teoría ecológica actual y los conocimientos tradicionales la que, aunque creciente, hasta la fecha ha tenido una influencia limitada. Ello implica, según los autores, una involucración creativa en todas las dimensiones del problema. De la misma manera en que la ciencia ecológica moderna tiene mucho que ofrecer al estudio de los agroecosistemas el conocimiento acumulado de millones de agricultores de pequeña escala en todo el mundo tiene mucho que ofrecer a la ciencia moderna.

En una revisión mundial realizada por Pauli et al (2016) advierten de las pocas investigaciones realizadas orientadas a la percepción y conocimiento que los agricultores tienen de la fauna del suelo. Tan solo en 32 países se han realizado estudios en esta materia y no reportan ninguna investigación para el caso de países sudamericanos con climas mediterráneo templado como es el caso de Chile. Pauli *et al* (2016) señala que los agricultores rara vez son consultados deliberada o profundamente sobre su conocimiento de los organismos y los procesos biológicos del suelo, y que rara vez se publica, en la literatura revisada por pares, sobre la comprensión o adopción de prácticas diseñadas por los agricultores para mejorar la actividad biológica del suelo.

Comprender y respetar cómo los agricultores perciben la vida del suelo puede ayudar a mejorar, entre otros, los programas de extensión agrícola para que incluyan iniciativas de manejo y de capacitación pertinentes. El trabajo colaborativo con agricultores, documentando sus conocimientos a través de investigación, y presentando sus puntos de vista tan importantes como aquellos de los científicos del suelo también puede ayudar a salvar la brecha entre ciencia y política sobre este tema (Pauli *et al*, 2016). La articulación, por tanto, de las distintas formas de conocimiento requiere el diseño de estrategias de investigación participativa (Peredo y Barrera, 2019) y la validación de comunidades de aprendizajes para la co-creación de conocimiento (Peredo y Barrera, 2018).

Desde la práctica pluriepistemológica y las metodologías participativas de la agroecología (Sevilla, 2015:353) es posible advertir que para relevar las relaciones bióticas antes señaladas es necesario, por un lado el despliegue de aproximaciones (de análisis) que presenten aportaciones interdisciplinarias que permitan explorar otras formas de conocimiento considerando que las estrategias de diseño predial son de origen antrópico. De otra parte, y complementario a lo anterior, se requiere de metodologías y didácticas pertinentes e idóneas para socializar/transmitir y co-crear dicho conocimiento mediante comunidades de aprendizajes surgidas de la interacción y colaboración de los diversos agentes de socialización que participan de la actividad agraria: agricultores/as, estudiantes, investigadores/as.

Respecto de las aportaciones interdisciplinarias el enfoque agroecológico acoge en su matriz de análisis elementos provenientes –para el caso presentado en este documento- de las etnociencias (y sus vertientes) y de las denominadas “disciplinas híbridas” (Toledo, 2003:56), mediante las cuales se articulan el sistema de conocimiento científico con el conocimiento local generado por las y los agricultores.

La etnociencia que no exenta de crítica y debate por el reconocimiento (o no) a estructuras distintas de conocimiento (Beaucage, 2000) en algunas de sus disciplinas han realizado importantes aportes al estudio de los contenidos y de la organización de los saberes sobre la naturaleza en sociedades tradicionales sean agricultores, indígenas o grupos populares. Ejemplo de ello, relacionado con el propósito de este trabajo, son los trabajos, en el ámbito de la etnozootología, de Arboleda (2008) en el que se destaca a la lombriz y ciempiés como especies benignas desde la visión de la gente del resguardo indígena de Cañamomo y Lomaprieta (Caldas, Colombia), y el de Villagrán *et al.* (1999) que establece una etnoclasificación mapuche de especies animales que incluye artrópodos terrestres.

Por otra parte, los estudios etnoentomológicos junto con establecer clasificaciones sobre la base del conocimiento ancestral (Edwards, 2006, Petiza *et al.* 2013) también entregan, entre otros, las bases y consecuencias

económicas y ambientales del uso de insectos en la conservación y uso sostenible de los recursos lo que indicaría que habría distintos caminos para una utilización eficiente del ambiente. La mantención e incluso el aumento de la diversidad biológica en las selvas tropicales están íntimamente relacionados con las prácticas tradicionales de agricultura itinerante de los pueblos indígenas y tradicionales (Costa-Neto *et al.* 2012).

En cuanto al aporte que pueden hacer las disciplinas híbridas en los estudios relativos a las relaciones bióticas en un agroecosistema –en concreto las relevadas en este documento- destacan aquellas con las cuales la agroecología interactúa, entre otras, la etnoecología (también denominada área emergente o de frontera por su marco teórico en construcción) y la ecología humana con la cual comparten conceptualizaciones relativas a la percepción del entorno natural y la apropiación de la naturaleza con los conocimientos tradicionales (Toledo y Alarcón-Cháires, 2012).

Ejemplo de lo anterior se observa en el trabajo de Schiavon (2012) quien, a partir del conocimiento de los/as agricultores (Morro Redondo, Brasil), determinó la importancia que éstos le atribuyen a la fauna edáfica y cómo las prácticas de manejo, en un agroecosistema, influyen sobre ella. El trabajo de Altieri y Trujillo (1987), en esa misma línea, en estudios relativos a las estrategias de manejo y diseño de policultivos del maíz con agricultores tlaxcaltecas (México) determinaron, entre otros, que la abundancia de artrópodos varía dependiendo de su grado de asociación con uno o más de los vegetales establecidos en dichos diseños. Cabe destacar que, en ambos casos, los estudios no consideraron los microartrópodos, lo que refuerza la necesidad/oportunidad de profundizar en este objeto de estudio.

Desde esta aproximación en los estudios realizados por los autores se observan, al menos, cuatro variables que, desde la perspectiva del agricultor con quien se interactúa, determinan o condicionan la estrategia agroecológica implementada y materializada, finalmente, en el manejo y diseño predial. A saber, la percepción del entorno (influenciada por las agencias), las

motivaciones (influenciadas por el contexto socioeconómico), las prácticas agroecológicas realizadas y las habilidades para su implementación.

En relación a la percepción que el/la agricultor/a tiene de su entorno, ésta es favorable a un manejo sustentable de los recursos naturales cuando obedece a elementos identitarios y de pertenencia territorial. Es posible observar una coherencia entre el discurso de conservación de la naturaleza y las acciones concretas materializadas en el diseño (paisaje) de su predio, coincidiendo con Kohler *et al.* (2014).

Sin embargo, cuando se trata con agricultores que reciben asistencia técnica de profesionales (de los servicios del Estado) con conocimiento poco acabados en materias agroecológicas, en la mayoría de los casos se instala un discurso no favorable (o dudativo) hacia formas de producción sustentables cuya apropiación, en los agricultores, se ve favorecida por una jerarquía asimétrica entre “el jefe” (que sabe y posee conocimientos actualizados) y los propios agricultores (Peredo *et al.* 2016).

Un segundo aspecto, la motivación de los agricultores –referida a iniciar una transición agroecológica- se observa que cuando se trata de una motivación “por conveniencia” (aquella orientada, fundamentalmente, a obtener un producto con valor diferenciado) los procesos de conversión se estacionan en la fase 2 de la estrategia señalada en acápites anteriores (sustitución de insumos) lo que se traduce en una predominancia de la lógica del monocultivo en los predios agrícolas. Lo anterior se explica por el contexto en que se ha desarrollado la agricultura orgánica en Chile, donde ésta se ha concebido, centralmente, (desde la mirada de las políticas públicas) como un negocio para la exportación (Niño de Zepeda, 2003:137). Cuando se trata, en cambio, de una motivación “por convicción” (aquella orientada a establecer sistemas productivos respetando los ciclos de la naturaleza) se observa una mayor disposición a establecer diseños prediales biodiversos (Peredo y Barrera, 2016).

En tercer lugar, lo referido a la utilización de prácticas agroecológicas por los agricultores se ha observado tres elementos a destacar: el acceso, la pertinencia y la valoración de las mismas. El acceso hace referencia a la posibilidad de adquirir e incorporar una tecnología desarrollada por alguna organización y cuya limitación se restringe por información o precio. Un ejemplo de ello es lo observado con el conocimiento desarrollado en torno a la elaboración de biopreparados. Esta tecnología se ha constituido en un insumo muy atractivo para el agricultor orgánico, pero que no necesariamente contribuye en la estrategia del (re)diseño predial. Muy ligado a lo anterior, la pertinencia, está referida a la idoneidad de la técnica para el agroecosistema en particular (Marquardt *et al.* 2013), ya que, bajo la lógica de la sustitución de insumos para el monocultivo, se observa la tendencia de repetir, mecánicamente, “la receta” en desmedro de la aplicación del principio agroecológico. La valoración, en tanto, está referida a dichas prácticas culturales que se desarrollan bajo el acervo cultural de un grupo o comunidad y que al no ser valoradas o validadas no son, necesariamente, replicadas y/o apropiadas por el resto. Estos tres elementos referidos a las prácticas agroecológicas (dificultad de acceder, la pertinencia a una condición particular y la subvaloración por parte de terceros) condicionan o limitan el establecimiento de diseños prediales biodiversos.

Por último, las habilidades (pericia) del agricultor para llevar a cabo estrategias de diseño predial biodiverso también juegan un rol determinante a la hora de su materialidad donde las principales limitaciones están referidas, de una parte, a la dificultad de planificar una secuencia de cultivos, en la temporada, con el propósito de establecer un calendario de cosechas escalonadas. Por otro lado, el manejo complementario de las especies de cultivo entre su valor comercial y su función ecosistémica. Ambas situaciones, finalmente, intencionan con mayor facilidad el establecimiento de monocultivos orgánicos en desmedro de estrategias biodiversas.

Así como son necesarios abordajes interdisciplinarios para cubrir esta “ausencia” en el estudio de las relaciones complejas entre sociedad y naturaleza (donde se incluyen las abordadas en este documento) un segundo

aspecto ausente tiene relación con las didácticas idóneas para socializar el conocimiento generado y de esa manera contribuir, a la formación de profesionales con las competencias y habilidades para abordar de manera holística e integrada un predio agrícola.

En este aspecto es relevante mencionar que, en la incorporación del enfoque agroecológico en la formación universitaria, las primeras acciones estuvieron orientadas, fundamentalmente, a incorporar contenidos agroecológicos que permitieran abordar los agroecosistemas como unidades holísticas y sistémicas (Peredo 2016) y la necesidad de metodologías de enseñanzas idóneas a este paradigma (Sarandón, 2002).

Algunas de las metodologías utilizadas en la enseñanza agroecológica, en la década más reciente, se enmarcan en lo que se denominan “metodologías de aprendizaje activo” como el aprendizaje y servicio (también denominado aprendizaje solidario) en el que las capacidades desarrolladas durante la formación agroecológica del estudiante se complementan con las habilidades de los agricultores (Peredo, 2015a).

Otra de ellas es el aprendizaje basado en proyectos donde se articulan la formación integral del individuo, la investigación y la inserción dentro de una comunidad agrícola (Domené *et al.* 2009). El aprendizaje basado en fenómenos, en tanto, utiliza casos abiertos donde se identifican las principales limitaciones para luego diseñar escenarios futuros y planes de acción (Francis *et al.* 2013). En su aplicación agroecológica todas estas modalidades de enseñanza, en definitiva, están basadas en la interacción con las y los agricultores como una estrategia conjunta de creación del conocimiento.

Los desafíos a futuro será evaluar si estas innovaciones en la forma de concebir el proceso de enseñanza aprendizaje, efectivamente, han permitido la transversalización de los contenidos en los itinerarios formativos (Peredo 2015b), la multi-inter-transdisciplinariedad en la conformación de los equipos de trabajo para abordajes multidimensionales y escalares (Peredo y Aedo, 2016) y la horizontalidad en los sistemas de conocimientos (Rojas, 2009) con el

propósito de abordar la complejidad de los agroecosistemas y su metabolismo con la sociedad desde diferentes perspectivas.

6.3.- Comentarios finales.

Del análisis de los resultados obtenidos por los autores es posible observar una tendencia que señala valores más altos, en general, tanto en abundancia, riqueza y diversidad en agroecosistemas que presentan un diseño predial basado en un mayor número de especies vegetales. Lo anterior, por tanto, pone de manifiesto la relación entre la diversidad (vegetal) sobre y bajo (mesofauna) el suelo, vinculadas, directamente, a las múltiples estrategias desarrollados por los agricultores.

Esta tendencia justifica la necesidad y oportunidad de nuevas investigaciones de mesofauna en sistemas agroecológicos biodiversos como unidad holística. Junto con ello, la inclusión de variables referidas a las perspectivas de las y los agricultores que determinan la materialidad de tales diseños en contextos específicos. Para la concreción de tales propósitos será necesaria la incorporación de nuevos enfoques analíticos y metodologías que permitan la integración de disciplinas con el conocimiento local.

6.4.- Referencias

Altieri M, Trujillo J. 1987. The agroecology of corn production in Tlaxcala México. *Hum Ecol* 15(2), 189-220.

Arboleda LA. 2008. Etnozoología del resguardo indígena de Cañamono Lomapieta, Supía, Caldas.

Becauge P. 2000. La etnociencia, su desarrollo y sus problemas actuales. *Cronos* 3 (1):47-92.

Burgio G, Campanelli G, Leteo F, Ramilli F, Depalo L, Fabbri R Sgolastra F. 2015. Ecological Sustainability of an Organic Four-Year Vegetable Rotation System: Carabids and Other Soil Arthropods as Bioindicators. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 39(3): 295-316. DOI: 10.1080/21683565.2014.981910.

Costa-Neto E, Santos-Fita D, González R. 2013. La investigación etnoentomológica y la conservación de la biodiversidad. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 51, 367–369.

Domené O, Moreno C, Peredo S. 2009. Aprendizaje por Proyecto, un Modelo para Redescubrir la Agroecología: un Avance en la Evaluación de una Experiencia Campesina en Sabana de Uchire, Edo. Anzoátegui Venezuela. *Rev. Bras. De Agroecología*. 4(2):1619-1623

Edwards G. 2006. Etnoentomología Cabécar. *Lingüística Chibcha* XXV, 7-63.
Francis Ch, Breland TA, Østergaard E, Lieblein G, Morse S. 2013. Aprendizaje de la agroecología basado en los fenómenos: un prerrequisito para la transdisciplinariedad y la acción responsable. *Agroecología* 8(2), 45-54.

Kohler F, Thierry C, Marchand G. 2014. Multifunctional Agriculture and Farmers' Attitudes: Two Case Studies in Rural France. *Hum Ecol* 42 (6):929–949.

Marquardt K, Milestad R, Porro R. 2013. Farmers' Perspectives on Vital Soil-related Ecosystem Services in Intensive Swidden Farming Systems in the Peruvian Amazon. *Hum Ecol* 41, 139-151.

Neher DA, Barbercheck ME. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: *Biodiversity in Agroecosystems*. Collins WW, Qualset CO. CRC Press. USA. 27-47 p.

Niño de Zepeda A. 2003. Institucionalidad para la gestión de los productos agroalimentarios de calidad: situación de Chile. En: *Gestión de la calidad en la cadena agroalimentaria*. Santiago de Chile, MINAGRI-IICA-FAO:133-140.

Pauli N, Abbott LK, Negrete-Yankelevich S, Andrés P. 2016. Farmers' knowledge and use of soil fauna in agriculture: a worldwide review. *Ecology and Society* 21(3):19. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08597-210319>

Peredo S, Barrera C. 2019. Agroecology, Local Knowledge and Participatory Research: Articulation of Knowledge for Sustainable Use of Plant Resources in Agroecosystems In: Martínez JL, Muñoz A, Rai M (eds). *Ethnobotany: Local Knowledge and Traditions*. Taylor & Francis. CRC Press, pp:19-33. <https://doi.org/10.1201/9780429424069>.

Peredo S, Barrera C. 2018. Aprendizaje Basado en Proyectos como metodología vehicular para la transición y el escalonamiento de la Agroecología. En: *Serie de Publicaciones Impacto en el Saber y Sentir Docente, Volumen 2: Abordando desafíos, formación para el entorno socio productivo*. Facultad Tecnológica, Universidad de Santiago de Chile. Ariadna Ediciones: Chile, pp.142-154.

Peredo S, Acuña B, Hurtado A. 2016. Agroecología en acción: del dicho al hecho...se acorta el trecho. En: NADAR-UNLaM-FILOUBA. *Antropología y ruralidad: presente, transformaciones y perspectivas*. Salta (Argentina) LEGEM Ediciones.

Peredo S, Aedo MP. 2016. Complejidad y multidisciplinariedad en el aprendizaje de la sustentabilidad: la experiencia del Diplomado en Educación para el Desarrollo Sustentable de la Universidad de Santiago de Chile. *Sustentabilidad(es)*7(14):76–87.

Peredo S, Barrera C. 2016. Definición participativa de indicadores para la evaluación de la sustentabilidad predial en dos sistemas campesinos del sector Boyeco, Región de la Araucanía. *IDESIA* 34(6):41-49.

Peredo S. 2015a. Agroecología y comunidad: porque cuando un estudiante PECA una GAMA de posibilidades se abren al aprendizaje solidario. *Sustentabilidad(es)*, 6(12):212–225.

Peredo S. 2015b. Contribuciones en la incorporación del enfoque agroecológico en las curricula universitarias: antecedentes y reflexiones a 20 años de iniciada la travesía. *Sustentabilidades* 6(11).

Peredo S. 2016. *Agroecología y Sustentabilidad. Perspectivas y experiencias para su incorporación en la enseñanza universitaria*. Editorial Académica Española. 83 p.

Petiza S, Hamada N, Bruno AC, Costa Neto E. 2013. Etnoentomología Baniwa. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 52: 323–343.

Rodrigues Freire L, da Silva Araújo E, Louro Barbara R.L. 2015. Tempo de captura de organismos da mesofauna do solo e seus reflexos na interpretação de índices da comunidade edáfica. *R. Bras. Ci. Solo*, 39:1282-1291.

Rojas A. 2009. Policultivos de la mente. Enseñanzas del campesinado y de la agroecología para la Educación en la sustentabilidad. *Agroecología* 4: 29-38

Sarandón S. 2002. Incorporando el enfoque agroecológico en las Instituciones de Educación Agrícola Superior: la formación de profesionales para una agricultura sustentable. *Agroecol.e Desenv.Rur.Sustent.* 3(2): 43-48

Schiavon G. 2012. Fauna edáfica em diferentes sistemas de manejo: avaliações sob a ótica acadêmica e do conhecimento local. Tesis de Maestría. Universidad Federal de Pelotas, Brasil.

Sevilla E. 2015. La participación en la construcción histórica latinoamericana de la Agroecología y sus niveles de territorialidad. *Política y Sociedad* 52: 351-370

Toledo V, Alarcón Cháires P. 2012. La Etnoecología hoy: panorama, avances, desafíos. *Etnoecológica* 9(1):1-16.

Toledo V. 2003. Antropología y Ecología: historia de un romance. *CUHSO* 7(1): 55-62.

Vandermeer J, Perfecto I. 2013. Tradiciones complejas: Intersección de marcos teóricos en la investigación agroecológica. *Agroecología*, 8(2): 55-63.

Villagran C, Villa R, Hinojosa LF, Sanchez G, Romo M, Maldonado A, Cavieres L, Latorre C, Cuevas J, Castro S, Papic C, Valenzuela A. 1999. Etnozoología Mapuche: un estudio preliminar. *Revista Chilena de Historia Natural* 72, 595-627.