

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**BIODIVERSIDAD EN PREDIOS AGROECOLÓGICOS DEL URUGUAY:
APORTES A SU CARACTERIZACIÓN E IDENTIFICACIÓN DE PRÁCTICAS
ASOCIADAS**

por

Paola ALBÉ BAYO

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2024**

PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a:

Dra. Inés Gazzano Santos

MSc. Alberto Gómez Perazzoli

Tribunal:

Dra. Inés Gazzano

MSc. Alberto Gómez

Dr. Damián Vega

Dra. Natalia Arbullo

Fecha:

6 de septiembre de 2024

Estudiante:

Paola Albé Bayo

AGRADECIMIENTOS

A mi amiga Carina Nalerio, por darme el empujoncito que necesitaba para completar la carrera.

A mi otra amiga, Fabiana Agudelo, por enseñarme a usar el QGis, que fue una herramienta clave para este trabajo.

A Inés Gazzano y Alberto Gómez Perazzoli, tutora y co-tutor de esta tesis, por darme la oportunidad de trabajar con ellos y por todo lo que aprendí en los intercambios que tuvimos.

A Victoria y Federico, con quienes compartimos las salidas a campo en pleno invierno y me facilitaron algunas de las fotos que utilicé en el trabajo.

A Cayetano Milessi, Gerardo Sburlatti, Víctor Charamelo, Gabriel Monteverde y Pilar Morales, Martín Guarini, Ramiro Garrido, Irma Padrón y Alberto González, Javier Charbonnier, Yaqueline de Amores, Jorge Garrido y Elizabet Tejera, Basilio Regueira, José Luis Bazzano y Brenda, que nos recibieron en sus predios y nos regalaron su tiempo y conocimientos, sin los cuales este trabajo hubiera sido imposible.

A la Facultad de Agronomía y a todos los docentes que fueron parte de mi formación, y me permitieron llegar hasta aquí.

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	2
AGRADECIMIENTOS	3
LISTA DE TABLAS Y FIGURAS	6
RESUMEN.....	8
SUMMARY	9
1. INTRODUCCIÓN: BIODIVERSIDAD Y AGROECOLOGÍA.....	10
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. Objetivo general	14
2.2. Objetivos específicos	14
3. INDICADORES DE BIODIVERSIDAD	15
3.1. Características de los indicadores.....	15
3.2. Relevamiento de indicadores existentes	18
3.3. Síntesis de los indicadores relevados.....	23
4. METODOLOGÍA.....	29
4.1. Consideraciones para la definición metodológica	29
4.1.1. Utilidad práctica.....	29
4.1.2. Contexto de aplicación	29
4.1.3. Usuarios finales.....	30
4.1.4. Objeto empírico.....	30
4.2. Materiales y métodos.....	31
4.2.1. Zona de estudio y métodos a emplear	31
4.2.2. Definición de la muestra.....	32
4.2.3. Relevamiento de datos.....	37
4.3. Selección de indicadores.....	40
4.3.1. Definición de categorías de hábitats.....	41
4.3.2. Calidad funcional del hábitat	44
4.3.3. Indicadores seleccionados	47
4.3.4. Descripción de indicadores.....	49
4.3.5. Estandarización de las variables	54
5. RESULTADOS	55

5.1. Resultados por indicador.....	55
5.1.1 Tamaño de los parches (<i>TamPar</i>)	55
5.1.2. Diversidad de Hábitats	57
5.1.3. Riqueza de hábitats (<i>RiqHab</i>)	58
5.1.4. Hábitats lineales	59
5.1.5. Riqueza de cultivos (<i>RiqCul</i>).....	60
5.1.6. Hábitats con árboles (<i>HabArb</i>)	62
5.1.7. Hábitats seminaturales (% <i>Seminat</i>)	64
5.1.8. Índice de calidad funcional de hábitats (<i>ICH</i>)	67
5.1.9. Índice total	72
5.2. Resultados por predio	73
6. DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES	79
6.1. Discusión y recomendaciones generales.....	79
6.2. Discusión y recomendaciones por agroecosistema	84
7. CONCLUSIONES	107
8. REFLEXIONES FINALES	109
9. BIBLIOGRAFÍA	111

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

Tabla N°	Página
Tabla 1 Comparación de conjuntos de indicadores aplicados en seis índices utilizados a nivel predial.....	21
Tabla 2 Relación entre funciones ecológicas de la agrobiodiversidad con los principios y prácticas de manejo agroecológicas.....	25
Tabla 3 Agrupamiento interno de los predios certificados por la RAU en 2021	33
Tabla 4 Predios certificados por la RAU estudiados	36
Tabla 5 Índice de calidad de hábitats (ICH).....	46
Tabla 6 Indicadores seleccionados.....	48
Tabla 7 Valor de los indicadores estandarizados por predio	74

Figura N°	Página
Figura 1 Relación entre atributos y niveles de organización de la biodiversidad	17
Figura 2 Ubicación de los predios estudiados	35
Figura 3 Ejemplo de delimitación de parches sobre imagen satelital.....	37
Figura 4 Ejemplo de tabla asociada a cada predio en QGis	38
Figura 5 Categorías Generales de Hábitats a escala predial en Proyecto BioBio	42
Figura 6 Tamaño promedio de los parches en los predios estudiados (en ha)	55
Figura 7 Tamaño de los parches en los predios estudiados expresados como % del área total	56
Figura 8 Tamaño de parches con y sin uso agrario	57
Figura 9 Diversidad de hábitats en los predios estudiados	58
Figura 10 Riqueza de hábitats en los predios estudiados.....	59
Figura 11 Hábitats lineales en los predios estudiados	60
Figura 12 Riqueza de cultivos en los predios estudiados.....	61
Figura 13 Total de especies cultivadas por predio.....	62
Figura 14 Porcentaje de superficie ocupada por árboles sobre el total del predio	63
Figura 15 Manejo de áreas arboladas en el predio 08.....	64
Figura 16 Áreas seminaturales como porcentaje del área total	66
Figura 17 Índice de calidad funcional de hábitats	68
Figura 18 Cortina de casuarinas, tala trepador y trifolia en el predio 04	68
Figura 19 Comparación de ambientes en torno al agua	69
Figura 20 Cuadro del predio 01	70
Figura 21 Efecto del pisoteo en área seminatural del predio 07.....	71
Figura 22 Cuadro de cebolla en predio 06	71
Figura 23 Cuadro de espinaca en el predio 03	72
Figura 24 Índice total para los doce predios estudiados	73

Figura 25 Valor de los indicadores en los predios del Grupo 1	75
Figura 26 Valor de los indicadores en predios del Grupo 2.....	76
Figura 27 Valor de los indicadores en predios del Grupo 2.....	78
Figura 28 Área seminatural en predio 12.....	82
Figura 29 Indicadores estandarizados para el Predio 01.....	85
Figura 30 Imagen satelital del Predio 01.....	86
Figura 31 Indicadores estandarizados para el Predio 02.....	87
Figura 32 Imagen satelital del Predio 02.....	88
Figura 33 Indicadores estandarizados para el Predio 03.....	89
Figura 34 Imagen satelital del Predio 03.....	89
Figura 35 Indicadores estandarizados para el Predio 04.....	90
Figura 36 Hábitat en el Predio 04.....	91
Figura 37 Indicadores estandarizados para el Predio 05.....	92
Figura 38 Diferencia de manejo en dos invernáculos.....	93
Figura 39 Indicadores estandarizados para el Predio 06.....	94
Figura 40 Predio 06. Cultivo de cebolla	94
Figura 41 Indicadores estandarizados para el Predio 07.....	95
Figura 42 Indicadores estandarizados para el Predio 08.....	97
Figura 43 Cuadro de cultivo en el Predio 08.....	98
Figura 44 Cuadro de cultivo en Predio 08	98
Figura 45 Indicadores estandarizados para el Predio 09.....	99
Figura 46 Monte ribereño en el Predio 09	100
Figura 47 Indicadores estandarizados para el Predio 10.....	101
Figura 48 Límite entre el Predio 10 y predio vecino	102
Figura 49 Indicadores estandarizados para el Predio 11	103
Figura 50 Invernáculo policultivo en el Predio 11	103
Figura 51 Indicadores estandarizados para el Predio 12.....	105
Figura 52 Imagen satelital del Predio 12.....	105
Figura 53 Invernáculo en el predio 12	106

RESUMEN

La agroecología considera posible y necesario cambiar los modos de producción predominantes, pasando a un modelo que, desde la perspectiva biofísica, esté basado en procesos ecológicos y que ello puede lograrse fundamentalmente a través del manejo de la biodiversidad presente en los agroecosistemas y sistemas aledaños, o agrobiodiversidad. La Red de Agroecología del Uruguay (RAU) es una organización que nuclea a productores, consumidores, procesadores y distribuidores de alimentos que comparten una visión sobre los impactos de la agroecología en todas sus dimensiones: social, productiva y ambiental, y materializan esa visión a través de un estilo de manejo de los agroecosistemas.

En este trabajo nos propusimos profundizar en el aspecto ecológico de los agroecosistemas que integran la RAU, caracterizando a una muestra de doce predios representativos de diferentes manejos dentro del estilo de producción, desde el punto de vista de la agrobiodiversidad funcional. Nos planteamos como objetivo generar un set de indicadores que fuera viable relevar y calcular sin necesidad de conocimiento altamente calificado o equipamiento de laboratorio de alto costo, y que sirviera a dos propósitos: identificar si existen diferencias en la expresión de biodiversidad entre los predios y qué prácticas agronómicas involucran, y brindar a técnicos y productores vinculados a la Red una herramienta accesible para la evaluación de la biodiversidad funcional, orientada a la toma de decisiones para la gestión predial agroecológica.

A partir de la revisión bibliográfica se seleccionaron siete indicadores indirectos y un indicador directo de biodiversidad, que cumplen con los requisitos de facilidad de medición, facilidad de interpretación y respaldo científico que avala su pertinencia.

Aplicados los indicadores a los predios seleccionados, pudimos extraer tres conclusiones: 1) los valores de todos los indicadores son mejores que los calculados a los mismos fines en predios europeos orgánicos y de bajo nivel de insumos, lo que indica que, para los predios analizados, los principios agroecológicos y sus prácticas asociadas se aplican eficazmente desde el punto de vista de la biodiversidad; 2) existen diferencias en los valores de los indicadores entre los predios seleccionados; 3) esas diferencias en gran medida se explican por la diferente aplicación de prácticas agroecológicas en la gestión de los predios.

Palabras clave: agroecología, biodiversidad, indicadores

SUMMARY

Agroecology considers that it is possible and necessary to change the predominant modes of production, moving to a model based on ecological processes, and that this can be achieved through the management of the biodiversity present in agroecosystems and surrounding systems, or agrobiodiversity. The Agroecology Network of Uruguay is an organization that brings together food producers, consumers, processors and distributors who share a vision of the impacts of agroecology in all its dimensions: social, productive and environmental.

In this work we set out to delve into the ecological aspect of the agroecosystems that make up the Network, characterizing a sample of twelve farms representative of different management styles, from the point of view of agrobiodiversity. Our objective was to generate a set of indicators that would be feasible to survey and calculate without the need for expert knowledge or laboratory equipment, and that would serve two purposes: to identify if there are differences in the expression of biodiversity among the surveyed farms, and to provide the technicians and producers linked to the Network with an accessible tool for evaluation of biodiversity oriented to decision making.

Based on the bibliographic review, seven indirect indicators and one direct indicator of biodiversity that meet the requirements of ease of measurement, ease of interpretation and scientific support that supports their relevance, were selected.

Having applied the indicators to the farms of the sample, we can draw three conclusions: 1) the values of all the indicators are better than those calculated in organic and low-input European farms, which indicates that, for the analyzed farms, agroecological principles and their associated practices are effectively applied from the point of view of biodiversity; 2) there are differences in the values of the indicators between the selected farms; 3) these differences are largely explained by the different application of agroecological practices in farm management.

Keywords: agroecology, biodiversity, indicators

1. INTRODUCCIÓN: BIODIVERSIDAD Y AGROECOLOGÍA

Poco después de la Cumbre de la Tierra de 1992 en Río de Janeiro, el interés por comprender el efecto de la biodiversidad sobre la dinámica y el funcionamiento de los ecosistemas creció rápidamente y en los últimos 20 años se han logrado grandes avances en la comprensión de estos fenómenos.

En la década de 1990 surgieron varias iniciativas internacionales enfocadas en estudiar cómo impacta la biodiversidad en los ecosistemas. El Comité Científico para Problemas del Medio Ambiente (SCOPE) lanzó un programa llamado Biodiversidad y Funcionamiento Ecosistémico (BEF por su sigla en inglés), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente encargó la Evaluación Mundial de la Biodiversidad, y se lanzó el programa de investigación científica DIVERSITAS, con una agenda urgente de investigación sobre el tema (Cardinale et al., 2012), y en el año 2012 se creó la Plataforma Intergubernamental Científica Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios Ecosistémicos (IPBES por su sigla en inglés: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services).

A partir de estas iniciativas se produjeron cientos de publicaciones científicas que, aun teniendo diferentes enfoques y objetivos, coinciden en señalar que la biodiversidad es un elemento clave para que se cumplan los diferentes procesos ecosistémicos que sostienen la vida en la Tierra y que, por tanto, es un buen indicador del estado de los sistemas ecológicos, con aplicabilidad práctica para fines de conservación, manejo y monitoreo ambiental.

Con relación a la agricultura, el modelo de la Revolución Verde, originado a principios del SXX en Europa y Estados Unidos, y expandido a los países subdesarrollados a partir de los años 60, se consolida como sistema corporativo de producción de alimentos en la década de 1980 (Ceccon, 2008; Gazzano Santos et al., 2020).

Hoy resulta indudable que este modelo es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en todo el mundo (Gómez Giraldo, 2013; Sarandón, 2020). La sustitución de hábitats naturales por la agricultura de monocultivo, con variedades genéticamente modificadas, e intensiva en el uso de agroquímicos, ha llevado a la pérdida de individuos, variedades y especies en todos los niveles tróficos, además de generar una alarmante contaminación de la tierra, el agua y el aire, que daña cada vez más la salud humana (Foley et al., 2005).

En paralelo, esta forma de producción ha causado y continúa causando la desaparición de pequeñas unidades de producción familiares, que no logran sostenerse en este modelo productivo altamente dependiente de insumos importados: semillas híbridas patentadas y todo el paquete tecnológico que las acompaña: uso intensivo de maquinaria y combustibles

fósiles, herbicidas, plaguicidas y fertilizantes químicos (Ceccon, 2008; Mirafuentes de la Rosa & Salazar Suárez, 2022; Sevilla Guzmán & Soler Montiel, 2010).

Como reacción a esta modalidad de producción insostenible (“Declaration of the International Forum”, 2015), en la década de 1980 surge la agroecología, aunque “las auténticas raíces de la agroecología se encuentran en la racionalidad de la agricultura indígena y campesina que sigue siendo mayoritaria en muchos lugares del mundo” (Rosset & Altieri, 2018, p. 31).

La agroecología es, a la vez, una disciplina científica que estudia el funcionamiento de los agroecosistemas, un conjunto de prácticas que permiten producir alimentos de manera sostenible, y un movimiento que actúa para que la agricultura sea ecológica y socialmente sostenible (Rosset & Altieri, 2018; Wezel et al., 2009). Como disciplina científica y como movimiento, la agroecología considera que es posible y necesario cambiar los actuales modos de producción, pasando a un modelo basado en procesos ecológicos y en nuevas formas de relacionamiento social y económico entre las partes involucradas. La transición hacia procesos ecológicos puede lograrse, en parte, mediante el manejo de la biodiversidad presente en los agroecosistemas y sistemas aledaños, o agrobiodiversidad.

La agroecología se apoya en seis principios ecológicos (Nicholls et al., 2016) y siete principios socioeconómicos (Gauthier & Pavarotti, 2018; Dumont et al., 2016, 2021):

Principios ecológicos

1. Mejorar el reciclaje de la biomasa para optimizar la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de los nutrientes a lo largo del tiempo.
2. Fortalecer el “sistema inmunológico” de los sistemas agrícolas mediante la mejora de la biodiversidad funcional (enemigos naturales, antagonistas, etc.), creando hábitats apropiados.
3. Proporcionar las condiciones del suelo más favorables para el crecimiento de las plantas, particularmente mediante el manejo de la materia orgánica y la mejora de la actividad biológica del suelo.
4. Minimizar las pérdidas de energía, agua, nutrientes y recursos genéticos, mejorando la conservación y regeneración del suelo y los recursos hídricos y la agrobiodiversidad.
5. Diversificar las especies y los recursos genéticos en el agroecosistema a lo largo del tiempo y el espacio, a nivel de campo y paisaje.
6. Mejorar las interacciones biológicas beneficiosas y las sinergias entre los componentes de la agrobiodiversidad, promoviendo así procesos y servicios ecológicos clave.

Principios socioeconómicos:

1. Ofrecer buenas condiciones de vida y de trabajo para los practicantes de la agroecología en el sistema definido, incluso mediante el uso de las ganancias obtenidas de la actividad económica para remunerar a los trabajadores y alcanzar objetivos sociales, en lugar de maximizar el retorno del capital invertido.
2. Participar en el desarrollo del arraigo social de los sistemas alimentarios a través de redes de agricultores, consumidores, redes de extensión y científicas que apoyan los intercambios de insumos (por ejemplo, abono, maquinaria, conocimientos) y el intercambio de productos basado en la economía solidaria.
3. Contribuir al desarrollo de sistemas alimentarios locales, promoviendo empleos y tecnologías locales, minimizando las distancias entre las etapas de producción, transformación y comercialización, y promoviendo el acceso físico, intelectual y económico a los mercados locales.
4. Crear conocimiento colectivo reconociendo el valor del conocimiento tradicional, empírico y científico, y facilitando su intercambio entre actores que aplican la agroecología, incluyendo intercambio entre pares y entre generaciones.
5. Tomar decisiones basadas en modelos democráticos lo que implica relaciones de poder equilibradas entre los actores del sistema, intercambios horizontales, transparentes relaciones, no discriminación racial, sexual, de género, religiosa ni cultural, y ninguna decisión basada en los activos de los miembros
6. Garantizar la autonomía de los mercados, de actores económicos (como clientes o empresas agroalimentarias) y de las políticas (por ejemplo, subsidios) arriba y abajo del sistema, en términos de viabilidad y toma de decisiones, particularmente de actores externos al enfoque agroecológico.
7. Participar en acciones políticas para promover los principios agroecológicos y las condiciones para su aplicación.

Al ser aplicados en diferentes lugares, estos principios toman diferentes formas tecnológicas o prácticas, dependiendo de las necesidades socioeconómicas, factores culturales, circunstancias biofísicas, recursos disponibles, entre otras variables (Dumont et al., 2021). Cada práctica está vinculada a uno o más principios y contribuye a que los mismos se manifiesten en el funcionamiento de los agroecosistemas.

En nuestro país, la Red de Agroecología del Uruguay (en adelante RAU), constituida en el año 2005, integra diversos actores que comparten una visión positiva e integral sobre los impactos sociales, económicos y ambientales de la agroecología (Gómez Perazzoli et al., 2024).

Los miembros de esta red comparten los principios de la agroecología mencionados, y los materializan en pautas concretas de producción, comercialización y consumo. Estas pautas han sido sistematizadas y constituyen la base del Sistema Participativo de Garantía que la

RAU ha gestionado en los últimos diez años, a través del cual se otorga la certificación de “alimento ecológico” a los productos de los predios adheridos a la Red, que cumplen con dichas pautas. Actualmente hay ciento catorce (114) productores certificados integrantes de la RAU en todo el país, de los cuales el 85% se ubica en Montevideo y Canelones (Gómez Perazzoli et al., 2024).

La aplicación de los cuestionarios y formularios que involucra el proceso de certificación genera abundante información sobre los predios, en particular sobre uso del suelo, insumos utilizados, manejo de suelos, agua y biodiversidad, productos comercializados, fuerza de trabajo y medidas tomadas para asegurar la integridad ecológica del predio (manejo de cercos y distancias a zonas contaminadas, manejo postcosecha, entre otros). Gómez Perazzoli et al. (2024) realizaron una primera sistematización de dicha información, que permitió caracterizar al conjunto de predios que integran la RAU. Según los autores citados, a partir de esta caracterización se abren nuevas preguntas de investigación vinculadas a determinar si existen diferencias en la aplicación del estilo de producción en el conjunto de predios y qué variables los diferencian (Gómez Perazzoli et al., 2024).

Como segunda etapa de este trabajo, el autor citado (A. Gómez Perazzoli, comunicación personal, julio, 2023) se propone realizar una evaluación económica y ecológica de los predios de la RAU, aplicando el método LUME (Petersen et al., 2020). Este método incluye a la biodiversidad planificada y asociada como uno de los parámetros para evaluar la sostenibilidad en agroecosistemas, más específicamente, para evaluar los atributos “Autonomía” y “Responsividad”. Sin embargo, no propone una metodología para medir la biodiversidad, por lo que su evaluación tiene un alto sesgo de subjetividad. En el marco de esa investigación, resulta de interés contar con un método de fácil aplicación, que permita evaluar la biodiversidad.

Por otra parte, si bien, como se analizará más adelante, existen múltiples sistemas de evaluación de la biodiversidad en el mundo, cada uno ha sido diseñado para aplicarse con objetivos y en contextos específicos, por lo que utilizarlos con otros objetivos o en otros contextos, requiere una revisión y adaptación previa.

En este contexto se plantea, como hipótesis orientadora, que la biodiversidad, la funcionalidad ecosistémica y las prácticas agronómicas que desarrollan las personas que integran lo que Petersen et al. (2020) llaman Núcleo Social de Gestión del Agroecosistema (en adelante NSGA¹), están interrelacionadas y se determinan mutuamente, definiendo un estado emergente del agroecosistema que es posible evaluar y transformar.

¹ Se entiende por NSGA al “grupo de personas (1 o más) que posee vínculos permanentes de trabajo en el agroecosistema y/o que depende de los ingresos agrícolas en él generados (parientes o agregados), viviendo o no en el establecimiento” (Ferreira Neto et al., 2023, p. 23).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Con base en esa hipótesis definimos como objetivo general, conocer la biodiversidad funcional y las prácticas asociadas mediante la definición de indicadores de agrobiodiversidad en la unidad de producción agroecológica, para contribuir a la toma de decisiones de manejo por parte de los productores y a la generación de recomendaciones de los técnicos para mejorar la gestión agroecológica predial.

2.2. Objetivos específicos

Como **objetivos específicos**, establecimos los siguientes:

1. Seleccionar un conjunto de variables fácilmente medibles, que según bibliografía puedan considerarse como indicadoras de biodiversidad funcional.
2. Medir o calcular el valor de dichas variables para un conjunto de predios de la RAU representativos de las agrupaciones internas realizadas en el trabajo citado (A. Gómez Perazzoli, comunicación personal, julio, 2023).
3. Estandarizar las variables y llevarlas a una escala de valores que permita compararlas.
4. Identificar prácticas agroecológicas asociadas a la mejor expresión de la biodiversidad funcional
5. Contribuir a la generación de recomendaciones de manejo o gestión de la biodiversidad.

3. INDICADORES DE BIODIVERSIDAD

3.1. Características de los indicadores

Duelli y Obrist (2003) analizan la multiplicidad de enfoques que involucra el término biodiversidad, y la dificultad para llegar a un consenso acerca del uso de indicadores. Los autores entienden que la falta de consenso se explica por los diversos usos que se da al propio término “indicador de biodiversidad” y por la multiplicidad de objetivos y niveles de resolución temática que se pueden encontrar al analizar diferentes propuestas de indicadores.

Los objetivos perseguidos pueden ir desde el interés por la conservación de algunas especies seleccionadas (especies de “listas rojas”), hasta la detección de riesgos por contaminantes, pasando por un amplio abanico de opciones, más o menos relacionadas con la biodiversidad.

En cuanto a la resolución temática, existen indicadores que van desde el nivel continental o incluso global, hasta el de parches de terreno, y naturalmente lo que se mira y cómo se mira varía mucho entre un extremo y el otro.

Por otra parte, Moreno (2001) entiende que la biodiversidad es un término impreciso, y que no puede existir una unidad de medida universal ni que se refiera a un único atributo. La autora sostiene que el término comprende diferentes escalas biológicas que incluyen:

1. La variabilidad entre individuos de la misma especie y entre poblaciones, es decir la diversidad genética (a nivel molecular);
2. la diversidad de especies que integran grupos funcionales o comunidades locales, llamada también biodiversidad alfa (α);
3. la diversidad de comunidades que componen una región o un paisaje, llamada biodiversidad beta (β); y
4. la riqueza de especies de todas las comunidades que integran el paisaje, llamada biodiversidad gamma (γ).

Moreno (2001) afirma que un listado de especies (biodiversidad α) es insuficiente para detectar cambios en la biodiversidad, y que es necesario estudiar la diversidad biológica en las comunidades y también la tasa de recambio entre comunidades.

Realiza un recorrido por los métodos que se han propuesto para medir los diferentes niveles de diversidad biológica, que van desde el análisis molecular (diversidad genética), pasando por mediciones paramétricas y no paramétricas de la diversidad de especies, de su abundancia relativa (proporciones), de dominancia y equidad para la biodiversidad α , métodos de similitud/disimilitud de hábitats, de tasa de recambio de especies y de complementariedad para la biodiversidad β , y métodos que combinan las anteriores con una dimensión espacial superior, para medir la biodiversidad γ (Moreno, 2001).

Todos los métodos relevados por Moreno suponen la identificación de especies y el muestreo de individuos, lo que requiere disponer de recursos humanos y materiales que no son fáciles

de obtener ni en los casos de asesoramiento técnico, ni en el marco de un sistema participativo de garantía como el de la RAU.

Por otra parte, Noss (1990) señala que, si bien la medición de los tres niveles de biodiversidad es importante, esa visión de la biodiversidad presenta una carencia: no considera los procesos que tienen lugar en las comunidades (interacciones interespecíficas, ciclos de nutrientes, disturbios naturales o antrópicos, entre otros) y que de una forma u otra condicionan a la biodiversidad. Señala que el número y la distribución de especies no dice mucho sobre la comunidad estudiada, e incluso pueden interpretarse erróneamente. Por ello sugiere una caracterización de la biodiversidad que llama “jerárquica”, y que se apoya en los atributos de la biodiversidad definidos por Franklin et al. (1981). El enfoque de Franklin et al. (1981) aplica los principios de la teoría de sistemas. El agroecosistema, como todos los sistemas, está definido por sus componentes, estructura e interacciones.

Los componentes del agroecosistema son subsistemas bióticos y abióticos. Cuando Franklin et al. (1981) hablan de composición, refieren a la identidad y variedad de los elementos que constituyen la biodiversidad: genes, especies, familias.

La estructura está dada por la disposición de los componentes en el espacio, tanto en el plano vertical como horizontal, y refiere a los recursos disponibles.

Las interacciones biológicas (comensalismo, amensalismo, depredación, herbivoría, parasitismo, simbiosis, mutualismo, neutralidad, competencia) son las que permiten que se cumplan los ciclos vitales de todos los componentes, manteniendo el funcionamiento del agroecosistema. Franklin et al. (1981) utilizan la palabra función (o funcionalidad), para referir al resultado de estas interacciones.

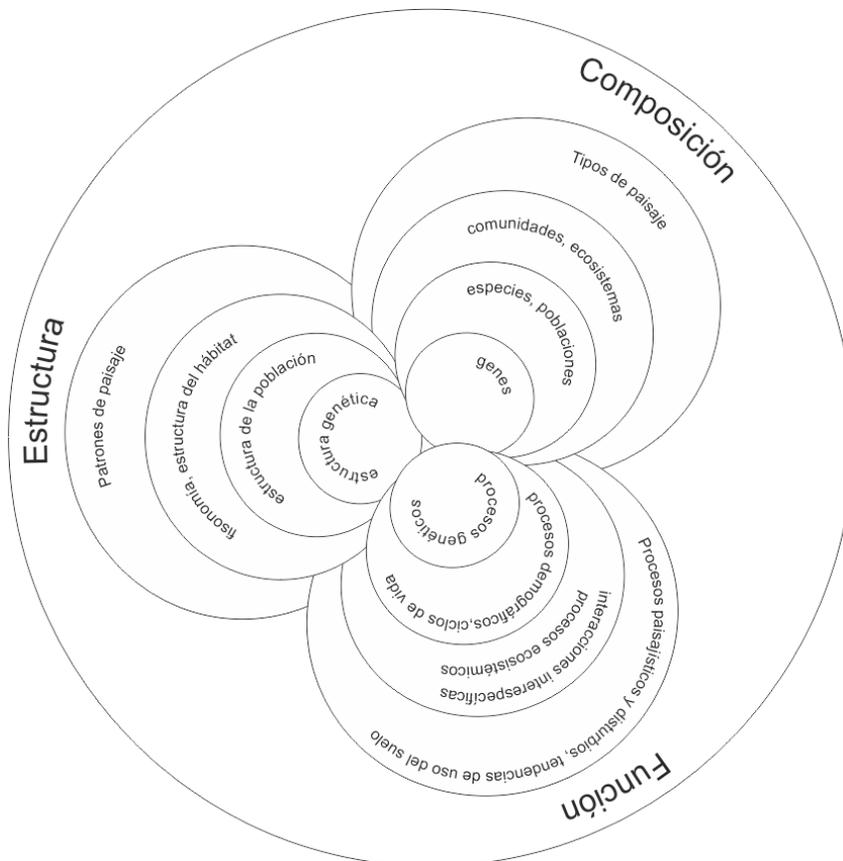
Noss (1990) propone un enfoque donde las tres dimensiones de la biodiversidad (composición, estructura y funcionalidad) son analizadas en todos los niveles de organización (genético, específico, comunitario y paisajístico), tal como se ilustra en la Figura 1, y presenta diferentes tipos de indicadores según el atributo y el nivel de organización de la biodiversidad que se esté analizando. A nivel de comunidad o ecosistemas, que es el que más nos interesa dados los objetivos de este trabajo, Noss (1990) propone:

1. Indicadores de composición: identidad, abundancia relativa, riqueza y equitatividad de especies y gremios, proporciones de especies endémicas, exóticas, amenazadas y en peligro, curvas de dominancia-diversidad, proporciones de formas de vida, coeficientes de similaridad, relación C3-C4.
2. Indicadores de estructura: variables del suelo y sustratos, pendiente, biomasa y fisonomía de la vegetación, densidad y estratos de follaje, distribución horizontal de parches, apertura de las copas y proporción de vacíos, abundancia, densidad y distribución de elementos físicos clave (ej. colinas, afloramientos, pozos) y de elementos estructurales (ej. troncos caídos), disponibilidad de agua, cobertura de nieve.

- Indicadores de funcionalidad: productividad de biomasa y recursos, tasas de herbivorismo, parasitismo y depredación, tasas de colonización y extinción locales, dinámica de los parches, tasas de ciclaje de nutrientes, tasas e intensidades de intervención humana.

Figura 1

Relación entre atributos y niveles de organización de la biodiversidad



Nota. Tomado de Noss (1990).

Otros autores (Iermanó et al., 2020; Martín López et al., 2007; Nicholls et al., 2016) entienden que la biodiversidad funcional es la verdadera clave de la resiliencia y sostenibilidad a largo plazo de los agroecosistemas, afirmando que no es la diversidad de especies sino la diversidad de grupos funcionales la que permite que se cumplan los diferentes procesos ecosistémicos.

Según Díaz et al. (2007), la biodiversidad funcional es el tipo, rango y abundancia relativa de caracteres funcionales presentes en una comunidad. De esta definición se deduce que, más que la contribución de cada especie al funcionamiento de los ecosistemas - que es difícil de determinar y puede variar de un ecosistema a otro y en función del contexto -, lo que determina el funcionamiento es la abundancia y diversidad de caracteres funcionales presentes (Martín-López et al., 2007).

Estos autores afirman que la riqueza específica (número de especies) resulta una medida demasiado simple para evaluar el funcionamiento de los ecosistemas y demuestran que la diversidad funcional permite explicar mejor las variaciones en el funcionamiento de un ecosistema (Martín-López et al., 2007), por lo que estudiar los grupos funcionales resulta más útil que estudiar la diversidad genética o específica a los efectos de evaluar la estabilidad y resiliencia. Un grupo funcional se puede definir como un conjunto de especies que desempeñan un rol o un papel ecológico equivalente, es decir, que tienen respuestas similares al ambiente o efectos similares sobre los principales procesos ecosistémicos (Iermanó et al., 2020).

En este trabajo tomamos la definición de caracteres funcionales de Martín-López et al. (2007), para quienes son “los rasgos morfológicos, fisiológicos y fenológicos que pueden ser medidos en un organismo y que se encuentran relacionados con uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores ambientales” (p. 71). Y agregan que “el valor obtenido para un carácter funcional en un lugar y momento se denomina atributo” (p. 71).

Varios autores (Biggs et al., 2020; Martín-López et al., 2007; Paleologos et al., 2020; Pérez Toffoletti & Sarandón, 2020; Sarandón, 2020) sostienen que además de la diversidad de grupos funcionales, un elemento clave para la sostenibilidad de los ecosistemas es la redundancia funcional, es decir, que cada grupo funcional contenga en su interior varias especies relacionadas con el mismo proceso ecosistémico. Esta redundancia hace a los ecosistemas más resilientes, porque frente a posibles disturbios (antrópicos o naturales), a mayor cantidad de especies dentro del grupo funcional, mayor será la posibilidad de que alguna sobreviva y continúe cumpliendo la función (Biggs et al., 2020; Martín-López et al., 2007; Sarandón, 2020).

Según Iermanó et al. (2020), todos los grupos funcionales dependen en última instancia de los productores (plantas verdes), ya que con su presencia y características crean las condiciones necesarias para los demás grupos. En el mismo sentido se expresan Loreau et al. (2014). Por lo tanto, es posible hacer una buena evaluación de los atributos funcionales de un sistema (comunidad, ecosistema, predio, región, país, etc.) a través del estudio de la vegetación (espontánea y cultivada) presente, la cual, en el caso de un agroecosistema, depende en gran medida de las decisiones de diseño y gestión del NSGA. Duelli y Obrist (1998), también afirman que la diversidad de plantas vasculares tiene una buena correlación con la biodiversidad total de una región.

3.2. Relevamiento de indicadores existentes

Considerando los objetivos de este trabajo, realizamos una búsqueda de antecedentes de indicadores a nivel de agroecosistema, con énfasis en aquellos diseñados para sistemas productivos de bajo nivel de insumos (low-input), orgánicos o agroecológicos.

Seleccionamos seis sistemas de evaluación o índices (Blumetto et al., 2016; Herzog et al., 2012; Iermanó et al., 2015; Jenny et al., 2013; Quinn et al., 2013; Tasser et al., 2019) construidos para ser aplicados a escala predial con diferentes objetivos. Los indicadores utilizados por cada sistema de evaluación se presentan en forma resumida en la Tabla 1.

El Proyecto de investigación BioBio (Herzog et al., 2012) tuvo como objetivo identificar un conjunto de indicadores de biodiversidad para sistemas europeos de producción orgánica y de bajo nivel de insumos. Los investigadores trabajaron entre el año 2009 y el 2012, relevando la biodiversidad en varios conjuntos de establecimientos productivos de diferentes rubros, incluyendo tierras arables con cultivo de cereales y hortalizas, predios ganaderos, sistemas mixtos de ganadería y agricultura, y establecimientos con cultivos permanentes como viñedos y olivares. El conjunto de indicadores que finalmente se definió, tuvo como requisitos ser científicamente sensatos, aplicables a escala europea y útiles y relevantes para las partes interesadas. Los indicadores se organizan en cuatro grupos: diversidad genética (razas y variedades o cultivares), diversidad específica de cuatro taxones (productores primarios: plantas vasculares, polinizadores: abejas y abejorros; depredadores: arañas, y descomponedores: lombrices), diversidad de hábitats y manejo productivo.

El “Credit Point System” (CPS) (Jenny et al., 2013) fue desarrollado para evaluar cuán amigable con la vida silvestre es una granja o establecimiento productivo. Introduce el concepto de “áreas de compensación ecológica” (ECA por su sigla en inglés), como áreas del predio en las que se aplican medidas de manejo de hábitats recomendadas por el CPS, y ganan puntos por cada medida que aplican. Estos puntos se traducen en certificaciones, en mejores precios de venta a los revendedores, en una mejor imagen de los productores y en pagos por compensación ecológica que otorga el estado suizo.

El “Healthy Farm Index” (Quinn et al., 2013) fue desarrollado para ayudar a los productores a gestionar la biodiversidad y para promover el pensamiento ecológico. Es una herramienta de gestión que introduce la consideración de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones y la planificación. Se trata de un indicador compuesto de varias medidas que toman en consideración la relación entre la gestión del agroecosistema, el mantenimiento de la biodiversidad y el flujo de servicios ecosistémicos.

El “Índice de Integridad Ecosistémica” (Blumetto et al., 2016) tiene como finalidad evaluar la capacidad de un agroecosistema de sostener la biodiversidad, tanto en su composición como en su funcionamiento. La evaluación se hace a través de observaciones y mediciones sencillas, que no requieren conocimiento experto, e incluyen relevamiento de diversidad de especies vegetales, estructura del tapiz vegetal, cobertura del suelo y riesgos de degradación, y estado de los cursos de agua y zonas riparias. La evaluación se realiza a nivel de potrero (en establecimientos ganaderos) y luego se agrega en un índice global, aunque manteniendo la información sobre cada indicador en cada potrero. Si bien no está pensado para predios hortofrutícolas, algunas de las variables consideradas son trasladables a las áreas pastoreadas o no explotadas de los predios de la RAU.

El “Índice de Potencial de Regulación Biótica” (Iermanó et al., 2015) se construyó para evaluar la agrobiodiversidad funcional en sistemas agrícola-ganaderos familiares en la Pampa argentina. En la construcción del índice se evaluaron aspectos relacionados con la vegetación presente (diversidad de cultivos y de arvenses, estructura, ciclo de vida, etc.) y estrategias de manejo que inciden sobre la regulación biótica, en especial sobre el control de plagas y enfermedades y control de malezas.

Finalmente, el “Biodiversity Assessment Scheme” (Tasser et al., 2019) fue desarrollado para proporcionar una herramienta de fácil aplicación a los agricultores europeos, que les permitiera evaluar los resultados de las medidas agroecológicas que ponen en práctica o evitan para cumplir con las condiciones que les permiten acceder a subsidios e incentivos. El sistema incluye medidas de diversidad de especies vegetales y de mariposas, grado de estructuración de los hábitats y un índice de diversidad de hábitats.

Tabla 1

Comparación de conjuntos de indicadores aplicados en seis índices utilizados a nivel predial

BioBio Herzog et al. (2017)	CPS Jenny et al. (2013)	HFI Quinn et al. (2013)	IEE Blumetto et al. (2016)	IPRB Iermanó et al. (2015)	BAS Tasser et al. (2019)
Plantas n° sp plantas vasculares/hábitat	Tamaño promedio de parcelas	Diversidad de Especies	Diversidad de especies vegetales	Riqueza sp vegetales en bordes	
CropRich n° sp cultivadas/ha	ECAs	Riqueza de vegetación planificada	(dominantes y totales, clasificadas por estructura, separadas en zona terrestre y riparia	Ancho de los bordes Estratos en los bordes %	Índice de Color de Flores (FCI)
CultDiv n° de variedades/ha	s estructural mente	Riqueza de razas animales Indicador sp arbustos			
Abejas n° sp/ha		Indicador sp pasturas		Cobertura bordes % cobertura parcela	Abundancia de mariposas
Lombrices n° sp/ha	N° de tipos de uso	Indicador de aves	Estructura de la vegetación (herbáceas, arbustos, árboles) y disturbios (quema. uso de herbicidas, separada en zona terrestre y riparia	Presencia de plantas con flores en los bordes	
Arañas n° sp/ha	Calidad de ECAs	Ratio Nativas/totales			Índice de diversidad de las parcelas
HabRich n° de tipos de hábitat/ha	Tamaño de ECAs	Diversidad de Ecosistemas		N° sp cultivadas/ parcela	
HabDiv índice de Shannon aplicado a hábitats	Manejo áreas arables:			Diversidad cultivada (índice de equitatividad de Pielou - J)	Grado de estructuración
Seminat % sup seminatural	- "Parcelas de alondra"	Riqueza de elementos del paisaje			
LinHab largo total de elementos lineales	(parches sin laboreo),	% de no- cultivos % de elementos			
TreeHab % sup con árboles					

ShrHab % sup con arbustos	- Espacio entre filas de siembra	especiales del paisaje % de no- cultivos	Riqueza sp vegetales	% de policultivos
PatchSize Sup total/n° parcelas diferentes	- Cultivos de primavera,	% de cursos de agua	% suelo desnudo	% pastizal natural
AvStock N° UG por año/área total	cultivos intermedios	protegidos % de	Erosión de suelos y	Alrededores (tipos de “vecinos”)
Graze N°UG x días en el predio/Área pastoril	- Cultivos de cobertura	parcelas protegidas % de	riesgo de erosión /erosión de talud y	Relación perímetro/ár ea
MinFert % área con N mineral	- Manejo del área de flores silvestres,	cobertura continua	riesgo de erosión	Proximidad N° y %
NitroIn N total/ha	- Sin deshierbe	Rendimient o promedio		parches forestales/h a
PestIn Consumo pesticidas/Área total	mecánico después de mediados de abril.			Relación anual/peren ne
EnerIn ELF Kw/ha				Sist.
IntExt Consumo de insumos/ Área Total	Manejo de pastizales ECA gestionados			Laboreo Rotación de cultivos
FieldOp Total operaciones mecanizadas/Área Total	extensivam ente: uso de segadoras de barra, corte escalonado, praderas sin insumos en huertos frutales, vallas dobles.			Manejo de plagas Manejo de bordes Manejo de malezas Presencia de parches forestales % pastizal natural

Nota. CPS: Credit Point System (Sistema de Puntos de Crédito, Suiza). HFI: Healthy Farm Index (índice de granja saludable, EEUU). IEE: Índice de Integridad Ecosistémica

(Uruguay). IPRB: Índice de Potencial de Regulación Biótica (Argentina). BAS: Biodiversity Assessment Scheme (Sistema de Evaluación de Biodiversidad) (Italia, Suiza, Alemania, Austria y Francia). ECA: Ecological Compensation Areas (áreas de compensación ecológica). ELF: Equivalent Litre of Fuel (Litros de Combustible Equivalentes).

3.3. Síntesis de los indicadores relevados

La diversidad alfa (α) es contemplada en cuatro de los seis grupos de indicadores, y nunca en toda su extensión y profundidad. De los sistemas relevados, solamente el Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012) releva la diversidad alfa de diferentes niveles tróficos (productores: plantas vasculares; descomponedores: lombrices, polinizadores: abejas y abejorros, depredadores: arañas). Este relativamente bajo nivel de relevamiento de la diversidad alfa en indicadores diseñados para agroecosistemas se explica por la complejidad y costos de medición (en tiempo y recursos altamente calificados) que ello implica, excepto cuando nos referimos a diversidad de cultivos.

La diversidad beta (β), en los índices que la consideran, se expresa como riqueza de hábitats (cantidad de hábitats diferentes) y como proporciones de cada tipo de hábitat sobre el total de la superficie (índice de Shannon aplicado a hábitats). Estos indicadores son utilizados en BioBio, HFI, BAS e IPRB, con ligeras diferencias.

La diversidad gamma (γ) es considerada solamente por uno de los índices analizados y entendemos que ello se debe a que son índices diseñados para aplicarse a nivel de predio y no de paisaje.

La estructura es un atributo considerado por cuatro de los sistemas de indicadores, ya que está fuertemente correlacionada con la biodiversidad (Dennis et al., 2009; Iermanó et al., 2015). En general, con diferentes nombres y formas de medirla, todos los indicadores consideran:

1. La estructura vertical: número de estratos presentes en un hábitat, presencia de árboles y elementos especiales como taludes o muros;
2. la conectividad: existencia de elementos lineales entre los hábitats, como corredores empastados, cercos de árboles o arbustos.
3. La estructura horizontal: tamaño de las parcelas, ancho de los bordes, proximidad desde el centro de la parcela a los bordes, relación perímetro/área.

La composición está contemplada por una combinación de los indicadores de diversidad alfa y beta.

La funcionalidad es evaluada de manera indirecta y con bastante diferencia entre los distintos índices. Cuatro de ellos (BioBio, CPS, HFI e IPRB), incluyen prácticas de manejo que se ha

demostrado tienen correlación significativa con la mejora de diferentes procesos ecológicos. Por ser de especial interés en el marco de este trabajo, en base a la revisión bibliográfica realizamos una síntesis de la relación entre los diferentes procesos ecológicos habilitados por la biodiversidad y una serie de prácticas de manejo que son habituales en los sistemas agroecológicos (Tabla 2).

Como se puede apreciar en la Tabla 2, son muchos los autores que han establecido una correlación significativa entre las prácticas de manejo, el incremento de la biodiversidad y el cumplimiento de los diferentes procesos ecosistémicos que sostienen la vida y contribuyen a lograr la productividad, estabilidad y flexibilidad en los sistemas productivos.

Tabla 2

Relación entre funciones ecológicas de la agrobiodiversidad con los principios y prácticas de manejo agroecológicas

FUNCION	ORGANISMOS y PROCESOS CLAVE	PRINCIPIOS Y REQUISITOS	PRÁCTICAS AGROECOLÓGICAS RELACIONADAS	REFERENCIAS
Descomposición de materia orgánica y ciclaje de nutrientes	(lombrices, escarabajos peloteros, microartrópodos, nematodos, hongos, bacterias)	Diversidad de sistemas radiculares	Policultivos	Sánchez de Prager (2018)
		Materia orgánica	Inclusión de leguminosas	
		Aire	Cultivos asociados con árboles	Tengö y Belfrage (2004)
		Humedad	Abonos verdes/coberturas	
		Alteración mínima del suelo	Menos laboreos por año	Moreira et al. (2012)
		Ausencia de sustancias sintéticas nocivas para los organismos del suelo.	Sistema de laboreo (cincel en lugar de arado)	Gómez Pesantes y Lara Cedeño (2016)
			No uso de agroquímicos sintéticos	Schonbeck et al. (2019)
		Tiempo de descanso		
Polinización	Himenópteros Sírfidos, Dípteros, Lepidópteros y otros.	Flores de distintos colores, alturas, estructura y ciclos a lo largo del año	Inclusión de flores entre cultivos o en bordes	Potts et al. (2017)
			Franjas empastadas y corredores arbustivos	Kovács-Hostyánszki et al. (2017)

		Agua, refugios, "corredores"	Zonas de reserva (no explotadas)	Kremen & Miles (2012)
			Cercos de árboles y arbustos	Tasser et al. (2019)
			No uso de agroquímicos de síntesis nocivos	Herzog et al. (2012)
				Iermanó et al. (2015)
		ALIMENTO		Herzog et al. (2012)
	Plantas	diversidad de especies y de variedades de plantas (en alturas, estructura, floración, ciclo vital)	Policultivos	Landis et al. (2000)
	Antagonistas y enemigos naturales:		Inclusión de flores	Shrewsbury et al. (2004).
			Manejo de arvenses y plantas "protectoras" dentro de cultivos	Bickerton y Hamilton (2012)
		REFUGIO	Parches y franjas empastadas, manejo de bordes, ancho de bordes	Shrewsbury et al. (2004).
Regulación de plagas	Araneae, Coccinellidae, Vespidae, hongos, aves y otros heterótrofos de segundo grado	hábitats con refugios para distintas familias y especies	Rotación de cultivos	Tajmiri et al. (2017)
		CONECTIVIDAD	Zonas de reserva con árboles y arbustos	Schweiger et al. (2005)
		AD	Labranza mínima o cero	Lin (2011)
		Interrupción de ciclos vitales plagas	No uso de agrotóxicos	Tasser et al. (2019)
			No se hacen quemas	Iermanó et al. (2015)
		Disponibilidad de hábitats		

		para enemigos naturales		
Captura de C y regulación del clima y microclima	Plantas verdes / árboles Meso y microfauna del suelo	Buen suelo: con materia orgánica, aireado, con estructura (peds). Diversidad de especies de plantas en distintos estratos (captura \tilde{E}) y con distintos sistemas radiculares. Suelo cubierto	Abonos verdes/coberturas Labranza mínima o cero Policultivos Manejo de arvenses Presencia de árboles y arbustos Barbecho mínimo (suelo cubierto) Mantenimiento del campo natural	Sánchez de Prager (2018) Weisser et al. (2017) Tengö y Belfrage (2004) Gómez Pesantes y Lara Cedeño (2016) Gomiero et al. (2011) Schonbeck et al. (2019)
Ciclo del agua	Plantas Hongos “ingenieros” (lombrices,	Diversidad de estratos (enlentecen la llegada del agua al suelo)	Policultivos Coberturas Mulching	Sánchez de Prager (2018) Tengo y Belfrage (2004)

	hormigas, termitas)	Variedad sistemas radiculares (suelo aireado)	Zonas de reserva con árboles y arbustos	Nicholls et al. (2015)
		Mat. orgánica (retención de agua)	Labranza mínima con cincel o arado superficial.	Artieda (2008)
		Suelo cubierto (evita escorrentía y evaporación)	Mantenimiento del campo natural	Gomiero et al. (2011)
			Policultivos	
		Diversidad de estratos (enlentecen la llegada del agua al suelo)	Abonos verdes	
			Aplicación de compost	
		Diversidad de sistemas radiculares	Cultivos asociados a árboles	Tengo y Belfrage (2004)
			Zonas de reserva con árboles y arbustos	Artieda (2008)
Control de la erosión	Plantas	Suelo cubierto	Cobertura viva o mulching	Borrelli y Oliva (2001)
		Alteración mínima (laboreo mínimo)	Labranza mínima o cero	Senra (2009)
		Reducción de la pendiente	Sistemas de pastoreo (pastoreo racional, ganadería regenerativa)	Gomiero et al. (2011)
		Carga animal	Sistematización predial	

4. METODOLOGÍA

4.1. Consideraciones para la definición metodológica

Debido a su complejidad, la biodiversidad, en el sentido que se le dio en la Cumbre de la Tierra, no puede ser medida como tal (Duelli & Obrist, 2003; Herzog et al., 2012), y es ampliamente aceptado que tampoco puede diseñarse un índice único de biodiversidad aplicable a todos los casos, incluso dentro del mismo nivel temático (Bockstaller et al., 2008; López-Ridaura et al., 2005).

Varios autores (Mitchell et al., 1995, Crabtree & Brouer, 1999, Girardin et al., 1999, como se cita en Bockstaller et al., 2008) señalan que para que un indicador de biodiversidad tenga sentido es necesario definir con claridad:

1. la utilidad práctica que se persigue al diseñar el indicador,
2. el contexto de aplicación (para qué sí y para qué no se pueden usar),
3. quiénes son los usuarios finales del indicador.

Estos elementos condicionan a su vez

1. el nivel de resolución temática de biodiversidad (nivel de detalle), lo que generalmente se define en relación con la dimensión espacio-temporal del sistema a estudio.

Considerando lo anterior, a continuación, se exponen las definiciones que enmarcan el presente trabajo.

4.1.1. Utilidad práctica

El objetivo principal de los indicadores a construir en este trabajo es permitir acceder con facilidad a una evaluación de la biodiversidad funcional a nivel de agroecosistema, que permita derivar recomendaciones de manejo con el fin de mejorar aquellos aspectos en los cuales se evidencian debilidades u oportunidades de mejora, así como jerarquizar y conservar las prácticas que evidencian buenos resultados en la expresión de la biodiversidad.

4.1.2. Contexto de aplicación

Los indicadores se construyen para predios de productores certificados por la RAU, que comparten cierto estilo de manejo basado en los principios agroecológicos. Existen parámetros comunes a todos ellos que no se incluyen en este análisis ya que, al ser constantes, no generarían ninguna diferencia entre los indicadores de uno y otro predio.

Algunos de estos parámetros, como la frecuencia y cantidad de aplicación de agroquímicos sintéticos, son tomados como indicadores en varios sistemas de evaluación de biodiversidad o sustentabilidad en el mundo, pero no son considerados aquí, porque el no uso de

agroquímicos de síntesis es común a todos los predios de la RAU (si bien se utilizan algunas sustancias de síntesis química o de origen natural, de bajo impacto ambiental).

4.1.3. Usuarios finales

Como se dijo antes, el fin principal de los indicadores es poder derivar de ellos recomendaciones de manejo, y poder evaluar con relativa facilidad, su evolución en el tiempo. Los usuarios serán los integrantes del Núcleo Social de Gestión del Agroecosistema y los profesionales y técnicos que les brindan asesoramiento, integrantes del Sistema Participativo de Garantía de la RAU y organizaciones e instituciones interesadas en la conservación de la biodiversidad en predios agropecuarios.

Ello impone ciertas restricciones:

1. Los indicadores deben poder ser medidos a campo y utilizando imágenes satelitales o fotografías aéreas, sin necesidad de instrumentos complejos, ni de una alta especialización.
2. Su evaluación no debe demandar un equipo numeroso de personas o muchas jornadas de trabajo de campo. Idealmente, no deberían ser necesarias más de dos recorridos del predio y una conversación de 2-4 horas con las personas que lo gestionan para obtener la información necesaria, y 2-4 horas más para realizar los cálculos.

4.1.4. Objeto empírico

Tomamos como unidad de estudio a la extensión territorial en la cual el NSGA se apropia de bienes ecológicos para su producción económica (Petersen et al., 2021). Esta extensión, según Iermanó (2019)

es la suma de áreas propias y las de terceros, utilizadas en el período considerado en el análisis, así como a las proporciones de áreas comunitarias explotadas por el NSGA. Las áreas propias son aquellas sobre las cuales el NSGA tiene estabilidad de acceso exclusiva bajo los más variados regímenes (propiedad privada, posesión, asignación de uso, etc.). Estas áreas pueden comprender diferentes parcelas, incluso si no son contiguas. Las áreas de terceros o de la comunidad corresponden a las extensiones de tierra utilizadas en el período considerado (o en parte) para la producción de plantas y animales. El acceso a áreas de terceros se realiza mediante reglas comerciales (alquiler, arrendamiento, préstamo, etc.) o reglas de reciprocidad (asignación, préstamo temporal, etc.). (p. 17)

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Zona de estudio y métodos a emplear

El estudio se llevó a cabo entre agosto y noviembre de 2023, en predios certificados por la RAU en la zona rural de los departamentos de Canelones y Montevideo (Uruguay). Se trata de una zona con una larga tradición de explotación agrícola (más de un siglo), en la que predominan los predios familiares, generalmente de menos de 20 has, la mayoría de los cuales se dedica a la horticultura, fruticultura (incluyendo viñedos), ganadería de carne, lechería y cría de aves.

Según la carta de suelos del Uruguay (Dirección General de Recursos Naturales [DGRN], s.f.), los predios estudiados se ubican sobre las unidades Toledo (3 predios), Tala-Rodríguez (7 predios), San Jacinto (1 predio) y Balneario Jaureguiberry/San Carlos (1 predio). Predominan los suelos de buena fertilidad natural (Brunosoles Éútricos típicos y lúvicos, Vertisoles Rúpticos Lúvicos, Brunosoles Subéútricos) excepto para el predio ubicado sobre la Unidad San Carlos.

Debido a la extensa historia de explotación intensiva, gran parte de la zona presenta evidencias de erosión moderada a severa. En los predios relevados, que tienen entre 4 y más de 30 años de manejo agroecológico u orgánico, se detectaron pocas evidencias de erosión actual leve y moderada, y ninguna de erosión severa.

Se consideró la extensión territorial de los sistemas a la porción - continua o no - de tierra (formada por uno o más padrones rurales) que controla el NSGA. La opción de trabajar a este nivel se fundamenta en uno de los objetivos que persigue este trabajo, que es que a partir de los indicadores se puedan generar recomendaciones de manejo, que pueden ponerse en práctica en las áreas sobre las cuales el NSGA tiene control.

Para la definición de la metodología a utilizar se tomaron dos referencias: por un lado, el método LUME para el Análisis Económico-Ecológico de Agroecosistemas (Petersen et al., 2020) y por otro, la metodología utilizada en el proyecto BioBio para la obtención de indicadores de biodiversidad en agroecosistemas europeos (Herzog et al., 2012), considerando, además, parcialmente y en forma complementaria, los demás sistemas de evaluación de biodiversidad relevados, mencionados en el punto 1.2.2.

El método LUME se consideró un marco integral, en el que este trabajo viene a aportar una metodología específica para evaluar la agrobiodiversidad que, como se dijo antes, no tiene dicho método. La evaluación de la biodiversidad será luego puesta en diálogo con los resultados de los indicadores sociales, culturales y económicos que el método LUME evalúa.

Por otra parte, en el proyecto de Herzog et al. (2012), se explica en forma detallada cómo relevar la información y calcular el valor de cada indicador, por lo que encontramos en él una base de conocimiento de gran valor para el trabajo a realizar. Sin embargo, no todos los indicadores del Proyecto BioBio resultaban adecuados para el contexto de este trabajo, dado

que muchos requieren unas capacidades técnicas y de recursos con las que no contábamos y con las que tampoco contarían los productores y demás actores a la hora de hacer un diagnóstico de biodiversidad a nivel predial. Por este motivo, dejamos de lado los indicadores de riqueza de especies (de abejas, lombrices, etc.), excepto para especies cultivadas, y tampoco tomamos los indicadores de manejo propuestos porque, o bien no tenían sentido en el contexto de predios agroecológicos (ejemplo, uso de nitrógeno mineral), o resultaba complicado obtener la información como para calcularlos correctamente.

Considerando que no sólo el Proyecto BioBio, sino también otros índices entre los relevados incorporan las prácticas de manejo como indicadores de biodiversidad, decidimos crear un indicador adicional, que nos permitiera considerar aspectos inherentes a la calidad de los hábitats, que de algún modo integran o emergen de las prácticas de manejo, como resultado del estilo de producción agroecológico (ver punto 4.3.2).

4.2.2. Definición de la muestra

A. Gómez Perazzoli e I. Gazzano Santos (comunicación personal, setiembre, 2023) realizaron un trabajo de caracterización de los 115 predios certificados por la RAU en el 2021. Considerando la información que se releva en el proceso de certificación, realizaron un agrupamiento en clusters utilizando la metodología de Análisis multivariado, que permite investigar conjuntos de datos multidimensionales con variables cuantitativas. La metodología se aplica utilizando el software libre PC-ORD (versión 6), que analiza un conjunto amplio de variables y agrupa los elementos que muestran valores similares en varias de ellas. Para definir el agrupamiento utilizaron como criterio la distancia euclidiana entre valores de covariables normalizadas. Definieron clasificar los predios en seis agrupamientos, y el procesamiento de datos arrojó como resultado los clusters que se presentan en la Tabla 3.

Las variables a partir de las que se agruparon los predios incluyen varios aspectos que no necesariamente tienen relación con la biodiversidad (algunas pueden tenerla y otras no). Los agrupamientos se tomaron como base para la selección de los predios a evaluar, dado que ello incrementa las probabilidades de estar seleccionando predios diferentes entre sí y representativos del universo total.

Tabla 3*Agrupamiento interno de los predios certificados por la RAU en 2021*

Variable	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4	Cluster 5	Cluster 6
% del total de predios	7%	20%	66%	2%	2%	4%
ProdTotal	+		-	+	+	+
NumeroCanales	+	+			+	+
NroCult	+	+				+
MOTotal	+			+		+
MOfliar/total	=				=	=
MOcontratadatotal	+			+		+
InsumoTipo	+				+	+
Foliar	+	+			+	
Estiercolpredio	-	-				
Cobre	+	+				
AntOrg		-			+	
NroFamBot	+	+				
MoFliartotal	=			+		
SupTotal					+	
SupOrg	+					
Supermercado					+	
SupConv					+	
Rotación		-				
Refugio		+				
Estiercol fuerapredio					+	
Otros canales	=					
Biof					+	
Barbecho					+	
AntPredio					+	

Nota. ProdTotal: valor bruto de producción; NumeroCanales: número de canales comerciales; NroCult; número de especies de cultivos; MOTotal: número de trabajadores familiares y asalariados; MOfliar/total: N° trabajadores familiares/N° trabajadores totales; MOcontratadatotal: N° de trabajadores contratados; InsumoTipo: N° de insumos diferentes utilizados; Foliar: Uso de tratamientos foliares (si/no); Estiercolpredio: Uso de estiércol del predio (si/no); Cobre: Uso de cobre para tratamientos sanitarios (si/no); AntOrg: Años de antigüedad en producción orgánica; NroFamBot: N° de familias botánicas cultivadas;

MoFliar.total: N° de trabajadores familiares; SupTotal: Superficie total del predio; SupOrg: Superficie del predio con manejo orgánico; Supermercado: % de las ventas en supermercados/ventas totales; SupConv: Superficie convencional en el predio; Rotación: Uso de rotaciones (si/no); Refugio: Presencia de refugio silvestres en el predio (si/no); Estiercolfuerapredio: Uso de estiércol fuera del predio (si/no); Otros canales: % de las ventas en canales diferentes a supermercados, venta directa, agroindustria, convencional; Biof: Uso de biofertilizantes (si/no); Barbecho: Presencia de barbecho (si/no); AntPredio: Años de antigüedad en el predio. Elaborado con base en A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023).

Para el relevamiento se definió un tamaño de muestra de 12 predios (aproximadamente el 10% del total de los predios RAU), y se decidió que fueran de la zona de Montevideo y Canelones (Figura 2), ya que allí se concentra más del 86% de los productores asociados a la RAU, y resultaba más conveniente en términos de tiempo y costos no incluir predios del litoral norte u otras zonas alejadas.

Los predios de la RAU se organizan en ocho regionales, de las cuales tres agrupan el 86% del total de asociados, y son las que están representadas en la muestra:

1. Regional Sur, con 21 predios
2. Regional Toronjil, con 32 predios
3. Regional Santoral, con 46 predios

Figura 2

Ubicación de los predios estudiados



Nota. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGis, utilizando el complemento Quickmapservice

Para escoger la muestra se sortearon predios dentro de cada cluster en cantidad proporcional a la que representan dentro de la RAU, lo que dio como resultado:

1. 1 predio del cluster 1
2. 2 predios del cluster 2
3. 6 predios del cluster 3
4. 1 predio del cluster 4
5. 1 predio del cluster 5
6. 1 predio del cluster 6

En estos predios la actividad productiva se distribuye de la siguiente forma: cinco predios realizan solamente horticultura, tanto a campo como en invernáculos; cuatro realizan horticultura y ganadería de vacunos, uno realiza horticultura y cría de aves, y dos hacen fruticultura (uno de citrus y otro de caducifolios).

El tamaño promedio de los predios es de 11,65 ha y la mediana 9,08 ha. El predio de menor superficie tiene 1,4 ha y 39 ha el mayor.

Aunque no hay una representación con valor estadístico de estas variables (actividad productiva y tamaño), la muestra contempla la diversidad de situaciones que se encuentran dentro de los agroecosistemas integrantes de la RAU, características que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4*Predios certificados por la RAU estudiados*

Id. Predio	Rubro	Cluster al que pertenece	Años de producción agroecológica	Superficie	Localidad	Regional
01	horticultura	2	5	4,2 ha	Sauce	Santoral
02	horticultura	3	20	4,4 ha	Pando	Toronjil
03	hortic/ganadero	2	21	5,9 ha	Santa Rosa	Santoral
04	citrus/ ovinos	3	4	22 ha	Araminda	Toronjil
05	hortíc/ganadero	4	15	39 ha	San Bautista	Santoral
06	hortícola	3	30	8,4 ha	Santa Rosa	Santoral
07	hortic/ganadero	5	26	12,6 ha	Santa Rosa	Santoral
08	hortícola	6	22	8,2 ha	San Bautista	Santoral
09	hortíc/ganadero	3	20	12,5 ha	Tapia	Toronjil
10	frut. caducifolio	1	6	9,1 ha	Melilla	Sur
11	hortíc/gallinas	3	17	1,4 ha	Paso de la Arena	Sur
12	hortícola	3	32	11,5 ha	Migues	Toronjil

4.2.3. Relevamiento de datos

4.2.3.1. Preparación materiales relevamiento de información a campo.

El punto de partida del relevamiento de información es la foto aérea o imagen satelital del predio a relevar. Utilizamos la imagen de Google Satellite, que se cargó como capa en el software QGis, utilizando el complemento Quickmapservice.

Para ubicar los predios en el mapa se realizó la consulta de padrones en el sitio web del Sistema Nacional de Información Geográfica (2023). Una vez ubicado el o los padrones que gestiona el NSGA, se creó una capa vectorial para cada predio en QGis, generando en primer lugar un polígono (o más de uno en un caso) que delimita el área bajo gestión del NSGA.

Además, se descargó la carta de suelos de Montevideo y Canelones a escala 1:40000 como archivo shapefile, desde el sitio web de la Dirección General de Recursos Naturales (s.f.), y se agregó como nueva capa vectorial en el mapa. Esto permite visualizar con rapidez el o los tipos de suelos presentes en cada predio.

En cada capa (predio) se definieron parches sobre la imagen, en base a diferencias apreciables de color y textura, y se dibujaron polígonos delimitando cada parche. A cada uno se le asignó un número identificador único, compuesto por el número asignado al predio (1 a 12), más un número asignado al parche (ver Figura 3).

Figura 3

Ejemplo de delimitación de parches sobre imagen satelital



Nota. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGis, utilizando el complemento Quickmapservice

Figura 4

Ejemplo de tabla asociada a cada predio en QGis

Q bazzano— Objetos Totales: 24, Filtrados: 24, Seleccionados: 0

Id	GHC	Subcat	area	Supm2	CONEAT	Especies	
1	08	NULL	8,18	81845,17	NULL	NULL	
2	08_01	CUL	TR	0,33	3259,81	10.8a	NULL
3	08_02	CUL	AbVer	0,18	1766,42	10.8a	Avena
4	08_03	CUL	AbVer	0,27	2656,36	10.8a	Avena
5	08_04	CUL	AbVer	0,53	5325,66	10.8a	Festuca, trébol
6	08_05	CUL	MC/P	0,53	5278,43	10.8a	Zapallo
7	08_06	CUL	PC	0,11	1069,05	10.8a	ajo, acelga, ceb...
8	08_07	Seminat	HER	0,06	646,53	10.8a	chacra vieja
9	08_08	CUL	MC/P	0,57	5728,02	10.8a	papa de colores...
10	08_09	CUL	MC/P	0,53	5349,94	10.8a	cebolla, ajo, ha...
11	08_10	CUL	NULL	0,54	5424,49	10.8a	preparado para ...
12	08_11	Seminat	HER	0,24	2395,13	10.8a	chacra vieja
13	08_12	Seminat	HER	0,77	7747,59	10.8a	chacra vieja
14	08_13	Seminat	TRS	0,69	7249,58	10.8a	chalchal glicina...
15	08_14	CUL	PC	0,22	2162,11	10.8a	prep para maní...
16	08_15	CUL	PC	0,14	1353,64	10.8a	acelg perejil es...
17	08_16	CUL	AgFor	0,11	1132,19	10.8a	arazá guaviyú d...
18	08_17	Seminat	HER	0,39	3873,75	3.52	chacra vieja (5 ...
19	08_18	Seminat	LTR	0,12	1188,38	10.8a	araucaria, hibis...
20	08_19	Agua	NULL	0,11	1112,17	10.8a	NULL
21	08_20	CUL	TR	0,23	2252,85	10.8a	NULL
22	08_21	Seminat	TRS	0,13	1255,15	10.8a	pecan
23	08_22	Agua	NULL	0,06	576,02	3.52	NULL
24	08_23	CUL	TR	0,47	4688,54	10.8a	pecan

Las imágenes se imprimieron y se llevaron en cada visita a los predios, donde se realizó una recorrida con los productores/as, se verificó si los parches delimitados coincidían con la realidad, y se relevó y registró la información que se detalla más adelante, asociada al número identificador de cada parche. Tener el mapa en la visita al predio facilita mucho el vincular las anotaciones sobre la observación a campo con los polígonos ya trazados. En dos ocasiones no contamos con el número de padrón antes de la salida a campo (y, por lo tanto, tampoco con el mapa) y el registro de la información se hizo mucho más complicado, ya que hubo que ir realizando el croquis del predio a medida que se recorría.

4.2.3.2. Obtención de la información en los predios

Se realizó una visita a cada predio, que llevó entre 3 y 4 horas, y una segunda visita a uno de los predios para relevar información faltante.

En cada visita, siguiendo el método LUME (Petersen et al., 2021), se mantuvo una breve conversación inicial con los integrantes del NSGA presentes, luego se realizó una recorrida por todo el predio, incluyendo tanto áreas explotadas como no explotadas. Posteriormente se mantuvo una conversación de 1-2 horas con los integrantes del NSGA.

La información recabada en la recorrida, para cada parche, incluyó:

1. Tipo de uso del parche (agricultura, ganadería, semi natural²)
2. En los parches con agricultura o fruticultura se registró:
3. Tipo de cultivo (monocultivo o policultivo)
4. Listado de especies cultivadas
5. Presencia o no de especies perennes
6. Presencia de dos o más estratos
7. Tipo y frecuencia de laboreo
8. Rotación de cultivos (sí/no, cuáles)
9. Rotación con abonos verdes (sí/no, frecuencia)
10. Aplicación de compost (sí/no)
11. Aplicación de bioinsumos (sí/no, cuáles)
12. Estado de vigor de los cultivos
13. Estado de salud de los cultivos
14. Cobertura del suelo
15. Presencia de florales (sí/no)
16. Enmalezamiento
17. En los parches pastoreados por animales se registró:
18. Tipo de cobertura (espontánea / instalada)
19. Estado del pastizal: Tiscornia et al. (2019) proponen una definición de degradación del campo natural (CN) como un proceso retro-progresivo en el que una comunidad de pastizal cambia a un estado de menor calidad, perdiendo capacidad de ser pastoreada por herbívoros, debido a procesos naturales o a la actividad humana, y señalan que para reconocer el grado de degradación de un CN se han propuesto muchos abordajes. Dado que en la zona donde se realizó este trabajo no existe campo natural virgen ni degradado (DGRN, s.f.), sino chacras donde se realizó agricultura intensiva durante un siglo o más, en lugar de calificar a los parches de pastizal según

² El término “seminatural” en este trabajo se usa por comodidad para referir a todas las áreas de los predios que no son explotadas. Como se verá más adelante, se realiza una subclasificación de estas áreas de acuerdo a determinados parámetros de calidad que oportunamente se explicitan.

su grado de degradación, los calificamos de acuerdo con la abundancia de especies y de familias botánicas predominantes, la presencia de especies invasoras dominantes y la densidad de la cobertura (Blumetto et al., 2016).

20. Tipo de pradera o verdeo (número de especies, perenne/anual)
21. Carga animal y altura del pasto: de acuerdo con la sugerencia de la Prof. Elena Apezteguía (comunicación personal, setiembre 2023), tomamos la combinación de carga animal y altura del pasto como medida de la disponibilidad forrajera, para los cuadros donde se realiza ganadería).
22. En los parches seminaturales (sin ganadería) se registró:
23. Estructura: forma (lineal, parche o puntual) y N° de estratos
24. Estado del pastizal (ver parches pastoreados)
25. Presencia de especies nativas (herbáceas, arbustivas y arbóreas)
26. Presencia de especies exóticas y grado de invasión
27. Cantidad aproximada de familias botánicas presentes.

En todos los casos se recabó información sobre el uso del parche entre julio 2022 y julio 2023.

4.2.3.3. Procesamiento de la información

Los datos recogidos a campo se cargaron en la tabla asociada a cada predio, vinculados a cada parche. En esta etapa se agregaron nuevos campos a la tabla para registrar toda la información adicional recogida.

El software permite exportar estas tablas a un archivo en formato de hoja de cálculo (Excel o Google Sheets), para su análisis y procesamiento.

Se generó una planilla única con 12 hojas de cálculo (una por predio), sobre las cuales se trabajó en la definición y el cálculo de los indicadores.

4.3. Selección de indicadores

De acuerdo con lo ya expresado, decidimos seleccionar indicadores fáciles de medir, y que a su vez dieran cuenta de las diferentes dimensiones de la biodiversidad.

Respecto a la biodiversidad alfa, decidimos relevarla solamente en las plantas cultivadas, que es uno de los indicadores del Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012), del HFI (Quinn et al., 2013) y del IPRB (Iermanó et al., 2015). Se elige debido a que es información que manejan con claridad los integrantes del NSGA y por lo tanto de muy fácil acceso. Además, en los agroecosistemas representa un porcentaje alto de la biodiversidad alfa en relación al total de plantas. Llamamos a este indicador *RiqCul* (Riqueza de cultivos). Considerando los objetivos de este trabajo (facilidad y rapidez de registro, conocimiento de agricultores), no analizamos otros taxones, teniendo en cuenta, además, lo señalado por varios investigadores que plantean

que, si es alta la diversidad de especies vegetales, en términos generales también lo será la de los demás organismos (Iermanó et al., 2020; Loreau et al., 2014; Duelli & Obrist, 1998).

Para considerar la biodiversidad beta, seleccionamos dos indicadores utilizados por varios de los índices analizados: riqueza de hábitats (cantidad de hábitats diferentes) y proporciones de cada tipo de hábitat sobre el total, dado que son indicadores de fácil relevamiento (mapeo y recorrida de campo, sin necesidad de conocimiento experto). Llamamos a estos indicadores *RiqHab* (riqueza de hábitats) y *DivHab* (diversidad de hábitats). El cálculo de estos dos indicadores requiere definir criterios específicos para la clasificación de hábitats, que se explican en el punto 4.3.1.

Decidimos no evaluar la biodiversidad gamma porque el trabajo está centrado en la evaluación a escala de predio. Esta diversidad refiere al nivel de paisaje y en la mayoría de los casos el paisaje a escala extra-predial no puede ser gestionado fácilmente por el NSGA. Considerar indicadores referidos a este nivel de organización no agregaría valor práctico a los objetivos de este trabajo. Podría ser de interés en caso de que predios cercanos realizaran acciones coordinadas de manejo, o tuvieran acceso a utilizar tierras del entorno e intervenir sobre ellas, o en situaciones de conflicto por estilo de manejo, entre otros aspectos, pero se trataría de casos más bien excepcionales y que no se presentaron en la muestra analizada.

La composición se evalúa a través de la combinación de *RiqCul*, *RiqHab* y *DivHab* ya mencionados.

Respecto a la estructura y sobre la base de los índices relevados, decidimos considerar los tres niveles de estructuración, incluyendo medidas de cantidad de estratos (incluida como uno de los atributos que definen la calidad del hábitat), tamaño de parcelas (*TamPar*) y elementos lineales (*LinHab*).

Finalmente, optamos por evaluar, en forma indirecta, la capacidad de la biodiversidad de cumplir funciones a partir de la aplicación o no de ciertas prácticas de manejo que se ha comprobado (ver Tabla 2) facilitan o promueven la ocurrencia de los diferentes procesos ecosistémicos. Además, resulta fácil acceder a la información sobre dichas prácticas en los predios de la RAU, dado que surgen del proceso de evaluación para la certificación y son centrales en la interdependencia entre biodiversidad-prácticas-funciones. A efectos de incluirlas en el análisis mediante el uso de indicadores, las incorporamos como calificadoras de la calidad del hábitat a nivel de parcelas de uso agrario (ver 4.3.2.).

4.3.1. Definición de categorías de hábitats

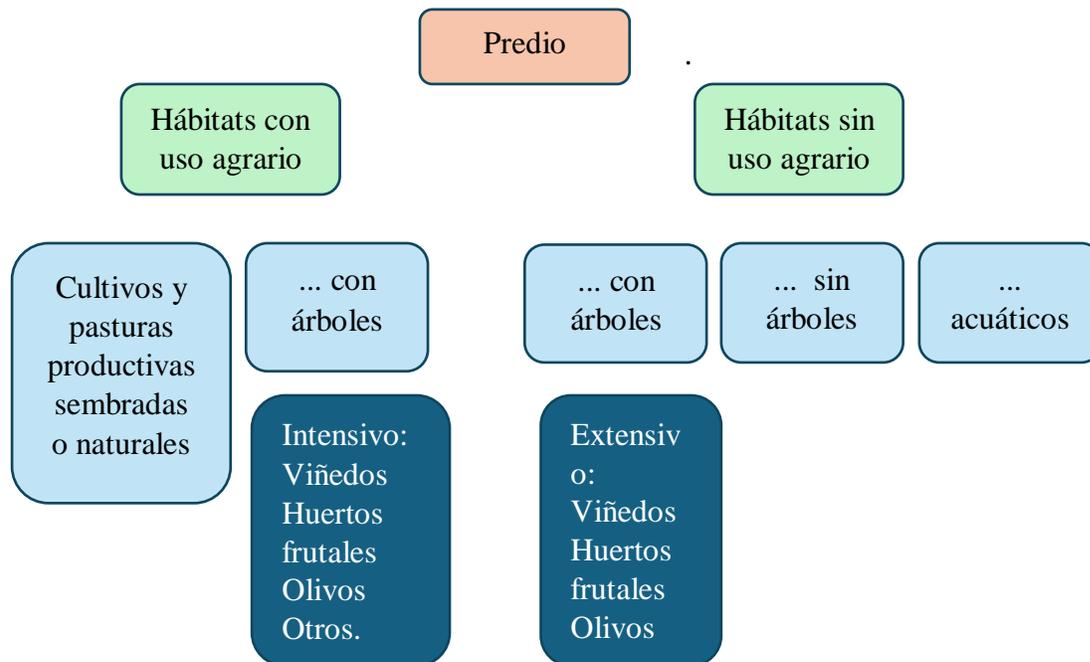
Antes de pasar al cálculo de indicadores es imprescindible establecer pautas para clasificar los hábitats, y así poder determinar con claridad si dos hábitats son o no diferentes.

Para ello nos basamos en las definiciones del Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012) que establecen, en primer lugar, unas categorías generales de hábitats, y luego una serie de pautas

que permiten definir si dos hábitats de la misma categoría general son diferentes entre sí. Las categorías generales del Proyecto BioBio se detallan en la Figura 5.

Figura 5

Categorías Generales de Hábitats a escala predial en Proyecto BioBio



Nota. Adaptado de Herzog et al. (2012)

El refinamiento de estas categorías generales y, por lo tanto, la definición de que se está ante dos hábitats diferentes, en el sistema de indicadores del Proyecto BioBio se hace siguiendo las siguientes pautas, mediante evaluación visual:

1. Se registra un cambio de más del 30% del tipo de cobertura vegetal.
2. Se registra un cambio en una variable ambiental (humedad, acidez, tipo de suelo).
3. Se registra un cambio en la ocurrencia de elementos puntuales.
4. Se registra un cambio en una variable de manejo (ej. franjas empastadas, cercos, edad de árboles).
5. Se registra un cambio de al menos el 30% de las especies dominantes o codominantes,
6. Se registra un cambio del 30% de los estratos arbóreos o arbustivos codominantes.

Tomando en cuenta dichas pautas, se consideraron como hábitats diferentes:

1. En parches con agricultura o ganadería:
2. Parcelas monocultivo con especies diferentes (frutales, hortalizas o forrajeras)
3. Parcelas con la misma especie hortícola o forrajera, con o sin árboles dentro de la parcela (parches de agrosilvicultura o silvopastoreo)

4. Parcelas policultivo (dos o más especies de hortalizas, forrajeras sembradas o frutales) con al menos un 30% de especies diferentes.
5. Parcelas en barbecho.
6. Parcelas con pastizal espontáneo, utilizadas para ganadería, con variaciones de al menos un 30% de especies dominantes o codominantes, o variaciones en la abundancia de arbustos en intervalos de 30%.
7. En parches seminaturales o con uso agrario de baja intensidad:
8. Parcelas herbáceas
9. al menos un 30% de especies dominantes o codominantes diferentes, sin realizar reconocimiento exhaustivo de especies, basado solamente en la apreciación visual de las plantas presentes. Por ejemplo, se considera diferente una parcela con gramilla y cardilla como especies dominantes, de otra con gramilla, vicia, llantén y carqueja).
10. Porcentaje de cobertura del suelo con variaciones del 30% (Blumetto et al., 2016).
11. Parcelas con una densidad de cobertura de arbustos con variaciones en intervalos de 30%
12. Parcelas con árboles:
13. con monte nativo, diferenciando los de una o dos especies de los de tres o más y el grado de invasión por exóticas, considerando niveles de invasión extrema (71-100%), seria (30-70%), moderada (11-30%) y ligera (1-10%) (Martino et al., 2019).
14. Parcelas con árboles nativos implantados, diferenciando monocultivo o policultivo
15. Parcelas con bosque artificial mixto (exóticas-nativas).
16. Parcelas de árboles exóticos, diferenciando monocultivo o policultivo y altura del dosel (superior a 5 m o < 5m)
17. Hábitats lineales (5 m de ancho o menos y un mínimo de 30 m de largo), diferenciando tipo y cantidad de estratos (franjas empastadas, cerco arbustivo < 2m de altura, cerco de árboles y arbustos, cerco árboles < 5 m, cerco árboles > 5 m).

Realizamos una consideración especial respecto a los invernáculos. Las categorías generales de hábitats del Proyecto BioBio dejan fuera a los invernáculos, considerándolos como “hábitat artificial”, que cae dentro de la misma categoría que una casa o un galpón. Sin embargo, numerosos autores (Baloriani et al., 2010; Cotes et al., 2018; Gabarra et al., 2004; Messelink et al., 2021; Terashima et al., 2015) han demostrado que existe una interacción importante entre el interior y el exterior de los invernáculos, que se concreta sobre todo en el movimiento de diferentes artrópodos, tanto de los que constituyen plagas como de los enemigos naturales de éstas. Por tanto, entendemos que no es indiferente lo que hay dentro del invernáculo, y que no puede considerarse como el mismo tipo de hábitat un invernáculo monocultivo, totalmente libre de vegetación espontánea, en un extremo, y un invernáculo policultivo, que incluye especies perennes, flores entomófilas, y cobertura vegetal entre canchales, en el otro. Por este motivo, consideramos como hábitats diferentes a los invernáculos siguiendo las mismas pautas que para los cultivos a campo.

4.3.2. Calidad funcional del hábitat

A los efectos de incluir en la evaluación las prácticas de manejo como factor que impacta sobre la expresión de biodiversidad funcional, y que por ello son consideradas en varios de los índices relevados (Herzog et al., 2012; Iermanó et al., 2015; Jenny et al., 2013); establecimos criterios para puntuar la calidad funcional de cada hábitat, basados en la revisión bibliográfica sobre el tema, y esto se constituyó en un indicador adicional.

Al calificar la calidad funcional de los hábitats en un agroecosistema, una consideración obvia, pero no menos importante, es que prácticamente todos son o han sido objeto de intervención humana. En particular en la región donde se ubican los agroecosistemas estudiados, casi no existen hábitats naturales, entendiendo por tales a los sistemas que no han tenido influencia antropogénica, o esta ha sido mínima (Rüdisser et al., 2012). También son muy escasos, los hábitats “casi naturales”, que según la definición de Rüdisser et al. (2012), son aquellos donde la estructura y tipo de ecosistema que se encuentra es básicamente la misma que se esperaría encontrar naturalmente en el sitio, pero algunas características han sido alteradas por la influencia humana (por ejemplo, la composición de especies de plantas). Para evitar castigar en la evaluación a los hábitats de uso productivo, al construir la escala para calificar la calidad funcional de los hábitats, separamos los hábitats naturales de los antrópicos y otorgamos a ambos el mismo intervalo de puntaje (de 1 a 5), entendiendo que 5 es la mejor condición que puede tener ese hábitat dentro de su categoría (natural o de uso productivo).

Hecha esta consideración, los criterios considerados para calificar los hábitats son:

1. Cuanto más cercano a su estado natural original sea un hábitat sin uso agrario, mayor calidad funcional (ya que se encuentra estabilizado), por lo tanto, campos y montes nativos casi naturales, tienen puntaje máximo. La presencia de especies exóticas invasoras disminuye la calidad funcional (Parkes et al., 2003).
2. Un hábitat con especies perennes tiene mayor calidad funcional que uno con especies anuales (Jeanneret et al., 2014; Nicholls et al., 2016).
3. Un hábitat cultivado con mayor diversidad de especies tiene mayor calidad que uno con una o pocas especies.
4. Las prácticas de manejo agroecológicas mejoran la calidad del hábitat (Iermanó et al., 2015; Nicholls et al., 2016; Sarandón, 2020), por lo tanto, por cada práctica agroecológica aplicada en un hábitat de agricultura o ganadería intensivas, se suman “puntos” de calidad funcional. Una metodología similar de calificación de hábitats puede consultarse en Aguirre Méndez (2007).

Las prácticas consideradas fueron:

En parcelas de agricultura intensiva:

1. Policultivo
2. Rotación de cultivos y rotación con abonos verdes

3. Incorporación de compost
4. Franjas empastadas entre canteros (dentro de la parcela) (Tajmiri et al., 2017)
5. Cobertura del suelo (vegetal o con mulching)
6. Inclusión de plantas con flores entomófilas entre canteros o en bordes
7. Franjas empastadas, cercos de arbustos o cortinas de árboles adyacentes a la parcela (Garibaldi et al., 2014).

En parcelas de ganadería:

1. Praderas con especies perennes > praderas anuales
2. Praderas con más de una especie > pradera de una especie
3. Presencia de especies exóticas invasoras (ej. *Cynodon dactylon*) y grado de dominancia
4. Carga animal y disponibilidad de forraje (altura)
5. Cercos de arbustos o cortinas de árboles adyacentes a la parcela
6. Presencia de elementos puntuales (bosques < 400m², aguadas < 400m²)

En parcelas de frutales:

1. Policultivo > monocultivo.
2. Cultivos de cobertura o vegetación espontánea entre filas (Alston, 1994; Altieri & Schmidt, 1985; Simon et al., 2010), anuales o permanentes.
3. Presencia de plantas con flores entre filas o en bordes (Wyss et al., 1995).
4. Manejo del material de poda (eliminación o incorporación al suelo: “chop and drop”) (Bizzozero et al., 2018; Simon et al., 2010).
5. Cortinas vegetales en torno al huerto (Simon et al., 2010).

Aplicando estos criterios, se realizó una calificación de la calidad de los parches con un puntaje de 0 a 5, la cual se presenta en la Tabla 5.

Tabla 5*Índice de calidad de hábitats (ICH)*

Agricultura Intensiva									
Monocultivo (0)	con cobertura vegetal o mulching (0,5)	rotación de cultivos (0,5)	rotación con abonos verdes (0,5)	franjas empastadas entre canteros (0,5)	incorporación de compost (0,5)	presencia de flores entomófilas (0,5)	Min=0 Máx=5		
Ganadería intensiva									
Carga animal > 1UG/ha (-1)	Pastizal natural	Virgen (3)				Con árboles (1)	2 a 5		
		regenerado (2)					1 a 4		
		campo bruto (1)					0 a 3		
		chacra vieja (0)					-1 a 2		
Altura pasto > 6 cm y < 10 cm	Pradera implantada	anual (0,5)	Una sp, (0)	Dos o más sp. (0,5)	rotación con cultivos (0,5)		0 a 4.5 0.5 a 5		
Frutales									
Monocultivo (1.5)							1.5 a 4		
Poliultivo 2 sp (2)	Empastado o con cultivos entre filas (1)		Con animales (1)		Chop & Drop (0.5)		2 a 4.5		
Policultivo 3 o más sp. (2.5)						2.5 a 5			
Sin Uso Agrario									
Herbáceo	Pastizal	CN Virgen (4)				Con árboles (1)	máx. 5 min. 1		
		CN Regenerado (3)							
		campo bruto (2)							
Arbóreo o arbustivo		Chacra vieja (1)							
		monte nativo virgen						5	
								hasta 10% invasión	4
								10-30 % invasión	3
								30-70% invasión	2
								+ de 70% invasión	1
		bosque mixto (nat-exo) 3 o más sp.						4	
		bosque exóticas con 3 o más sp						3	
bosque exóticas con 2 sp				2					
rodal exóticas monocultivo				1					

Al procesar la información, se asignó a cada parche un puntaje del 0 al 5 siguiendo los criterios antes mencionados.

4.3.3. Indicadores seleccionados

La selección de indicadores se realizó sobre la base de la revisión bibliográfica, considerando las restricciones impuestas por los objetivos de este trabajo:

1. Facilidad de relevamiento de la información a campo y con agricultores/as;
2. facilidad de cálculo; y
3. sensibilidad a las prácticas de manejo del NSGA.

Los indicadores seleccionados y el método de medición u obtención de datos se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6*Indicadores seleccionados*

Indicador	Unidad	Elemento de la biodiversidad evaluado	Técnica empleada para obtención de datos
Tamaño de parches (<i>TamPar</i>)	% del área total	Composición Estructura Biodiversidad beta	Mapeo de hábitats (imagen satelital o foto aérea)
Diversidad de hábitats (<i>DivHab</i>)	índice de Shannon aplicado a hábitats	Composición Biodiversidad beta	Mapeo de hábitats
Riqueza de hábitats (<i>RiqHab</i>)	Nº hábitats diferentes por hectárea	Composición Biodiversidad beta	Mapeo de hábitats
Largo de elementos lineales (<i>LinHab</i>)	metros por hectárea	Estructura	Mapeo de hábitats
Riqueza de cultivos (<i>RiqCul</i>)	Nº cultivos por hectárea	Biodiversidad alfa planificada	Entrevista Recorrida predio
Hábitats con árboles (<i>ArbHab</i>)	% del área con árboles	Composición Estructura Biodiversidad beta	Mapeo de hábitats
Hábitats seminaturales (<i>Seminat</i>)	% de área seminatural	Composición Biodiversidad beta	Mapeo de hábitats
Índice de Calidad de hábitat (<i>ICH</i>)	valor 1 a 5 donde 1 es la peor calidad	Composición Estructura Funcionalidad	Entrevista Recorrida predio

4.3.4. Descripción de indicadores

4.3.4.1. Tamaño de parches (*TamPar*)

Un parche de hábitat consiste en un área relativamente homogénea y diferente de las adyacentes. Siguiendo las definiciones del Proyecto BioBío (Herzog et al., 2012), se considera parche a una parcela con una superficie mínima de 400 m². Las superficies menores se consideran elementos puntuales.

El tamaño de los parches ha sido correlacionado con la biodiversidad en varios niveles tróficos a nivel predial: a menor tamaño de parche cultivado, mayor biodiversidad (Bailey et al., 2007; Belfrage et al., 2005; Benton et al., 2003; Birrer et al., 2014; Fahrig et al., 2015; Garibaldi et al., 2014, 2016; Herzog et al., 2012; Östman et al., 2001). Estos investigadores relevaron la presencia de especies e individuos de distintos grupos funcionales dentro de agroecosistemas (mariposas, carábidos y otros artrópodos depredadores, aves, etc.), encontrando una correlación entre la relación perímetro/área o el tamaño de la parcela, y la abundancia, diversidad y vigor de individuos y especies benéficas para el control de plagas y la polinización.

El *TamPar* se calcula dividiendo el área total del predio entre el número de parches delimitados en su interior:

$$TamPar = \frac{Area\ total}{N^{\circ}Parches}$$

La información se obtiene directamente del mapa del predio, contabilizando la cantidad de parches (polígonos) dibujados. Sin embargo, dado que son sistemas dinámicos - especialmente los predios hortícolas - es conveniente confirmar a campo si efectivamente los parches de la imagen satelital coinciden con la realidad.

A efectos de considerar las diferencias en los tamaños de los predios estudiados, llevamos el resultado de este indicador (tamaño del parche en ha), a porcentaje del área total ($TamPar/área\ total \times 100$), de manera de hacerlos comparables.

Se pueden calcular dos subindicadores que permiten obtener información adicional: el tamaño de los parches cultivados o bajo ganadería intensiva (*TamParExp*) y por otro lado, el tamaño de los parches sin uso agrario (*TamParSem*).

Grandes parcelas cultivadas generalmente indican pérdida de biodiversidad y de resiliencia. Por el contrario, se considera que pequeñas parcelas rodeadas de elementos seminaturales (cercos, franjas empastadas, parches arbóreos) son más resilientes porque se produce un “efecto borde” y contribuyen a la conectividad entre ambientes diferentes (Bennett et al., 2006; Fahrig et al., 2015; Magrach et al., 2021). Enemigos naturales, polinizadores y microorganismos del suelo abundantes en los bordes seminaturales, se desplazan hacia el interior de las parcelas cultivadas, siendo su abundancia decreciente con la distancia. A una

distancia de 100 m o más del parche seminatural, su influencia tiende a cero (Altieri et al., 2005; Garibaldi et al., 2014; Landis et al., 2000).

Es el único indicador que se relaciona negativamente con la biodiversidad funcional, es decir, generalmente a mayor *TamPar*, menor biodiversidad en el predio. Sin embargo, todos los indicadores deben interpretarse conjuntamente para poder extraer conclusiones sobre la biodiversidad. Por ejemplo, no es lo mismo un predio con un alto *TamPar* de áreas seminaturales, que uno con alto *TamPar* de parcelas monocultivo.

4.3.4.2. Diversidad de hábitats (*DivHab*)

La heterogeneidad de hábitats se asocia con riqueza de ensamblajes taxonómicos. Bennet et al. (2006) recopilan una serie de estudios (23) realizados a nivel de mosaico de parches, en áreas que iban de 25 a 1000 hectáreas, y en la amplia mayoría se encontraron correlaciones positivas entre la cantidad y variedad de parches que conforman el mosaico y la abundancia de especies del taxón relevado (aves, abejas, carábidos, parásitos invertebrados, mariposas y mamíferos, según el caso). La *DivHab* también está correlacionada con la resiliencia del sistema (Herzog et al., 2012; Quinn et al., 2013; Tasser et al., 2019).

Para el cálculo de este indicador y del indicador de Riqueza de Hábitat (*RiqHab*) es clave una definición previa que establezca con claridad cuándo dos hábitats se consideran diferentes (explicada en el punto 3.4.2).

Este indicador mide la diversidad de hábitats existentes en el predio, incluidos los lineales, teniendo en cuenta sus proporciones relativas sobre el área total del predio. La unidad de medición es el Índice de Shannon, que tendrá un valor de cero si solo hay un hábitat en la granja (sin diversidad) y aumentará a medida que aumente la variedad de hábitats (Herzog et al., 2012).

El cálculo se realiza con la fórmula siguiente:

$$DivHab = \sum_i^n \left(\frac{area\ habitat_i}{area\ total} \right) \times \left(Ln \frac{area\ habitat_i}{area\ total} \right)$$

donde *DivHab* es diversidad de hábitats, *i* es una categoría o tipo de hábitat, *n* es el número de hábitats presentes en el predio, *área hábitat_i* es la suma de las áreas de todos los hábitats de la misma categoría *i*, y *área total* es el área gestionada por el NSGA.

Este indicador mide la diversidad, mientras que la cantidad de hábitats diferentes se mide con el indicador *RiqHab*. Es recomendable analizarlos conjuntamente porque un valor bajo de *DivHab* puede explicarse por una baja cantidad de hábitats diferentes, o porque, habiendo gran cantidad de hábitats diferentes, uno o unos pocos dominan en superficie sobre los demás.

4.3.4.3. Riqueza de hábitats (*RiqHab*)

Este indicador mide la cantidad de hábitats diferentes (incluidos los lineales) presentes en un predio. Se consideran los explotados y los seminaturales. La investigación de Herzog et al. (2012) mostró una alta correlación entre el número de hábitats diferentes en las granjas y la biodiversidad gama de plantas, lombrices, arañas y abejas. Ello se explica porque a mayor variedad de hábitats, mayor es la oferta de recursos y la diversidad de ambientes disponibles para distintas especies de los diferentes grupos funcionales (Herzog et al., 2012), e incluso para la misma especie en las diferentes etapas de su ciclo de vida - por ejemplo, en el caso de los insectos. Los resultados de otras investigaciones confirman esta conclusión (Benton et al., 2003; Jonsen & Fahrig, 1997; Östman et al., 2001).

La unidad de medida es el número de hábitats por hectárea.

La fórmula de cálculo es:

$$RiqHab = \frac{N}{\text{área total (ha)}}$$

donde *RiqHab* es riqueza de hábitats, *N* es el número de hábitats diferentes encontrados en el predio, y *área total* es la superficie en hectáreas gestionada por el NSGA.

Predios con poca variedad de cultivos, áreas seminaturales muy homogéneas, pocos elementos lineales, obtienen un bajo valor en este indicador.

4.3.4.4. Hábitats lineales (*HabLin*)

Los hábitats lineales entre y en torno a los cultivos han sido correlacionados con la biodiversidad dado que aportan zonas de reserva de especies vegetales (Wehling & Diekmann, 2009), y que son espacios donde se refugian y anidan organismos de diferentes niveles tróficos (Ahmed et al., 2021; Finch et al., 2020; Martin et al., 2019; Tattersall et al. 2002; Verboom & Huitema, 1997).

A su vez, constituyen un indicador que da cuenta de la estructura del sistema. En todos los organismos la movilidad es fundamental: en los móviles, porque deben buscar comida y escapar de los predadores; en los inmóviles, porque necesitan propagarse (Burel & Baudry, 2005). Los hábitats lineales, conectando los diferentes parches del terreno, permiten estos desplazamientos de los distintos organismos hacia otros hábitats donde pueden obtener los recursos que necesitan o reinstalarse cuando el hábitat que ocupan sufre una perturbación.

Este indicador mide el largo total de hábitats lineales presentes en el predio, considerando tanto franjas empastadas como cercos de arbustos o árboles, cursos de agua y muros de piedra. Se registran todos los hábitats con un ancho máximo de 5m y un largo de 30 m o más. SI un elemento lineal tiene más de 30 m de largo pero la porción dentro del predio es menor a esa longitud, igual se considera (Herzog et al., 2012).

La unidad de medida es metros por hectárea, y la fórmula de cálculo es:

$$HabLin = \frac{\text{largo total elementos lineales (m)}}{\text{area total (ha)}}$$

donde *HabLin* es el indicador de hábitats lineales, el *largo total elementos lineales* se obtiene por la suma de la longitud de todos los hábitats lineales expresada en metros, y el *area total* es el área gestionada por el NSGA expresada en hectáreas.

La medida se realiza directamente en la imagen satelital con la función “medir líneas” de QGis.

Pueden calcularse subindicadores separando elementos lineales herbáceos, arbustivos, arbóreos o de otros tipos, y midiendo sus largos separadamente.

4.3.4.5. Riqueza de cultivos (*RiqCul*)

Es un indicador utilizado en varios de los sistemas analizados. Ello se debe a que la biodiversidad planificada juega un rol clave en los paisajes agrícolas, porque constituye un porcentaje alto de la biodiversidad total. Matson et al. (1997) señalan que la riqueza de cultivos influye sobre la composición y abundancia de la biota asociada, por lo que no solamente es un indicador directo de biodiversidad (planificada), sino también un indicador indirecto del mejor cumplimiento de diferentes procesos ecosistémicos, como la regulación de plagas y enfermedades, captura de carbono, aporte de materia orgánica al suelo, regulación del ciclo del agua, polinización, entre otros (ver Tabla 2).

La unidad es cantidad de especies cultivadas por unidad de superficie, es decir:

$$RiqCul = \frac{N^{\circ} sp. cultivadas}{area total}$$

donde *N° sp. cultivadas* es la cantidad total de especies que se cultivan en el predio, y *area total* es toda el área gestionada por el NSGA.

La información se obtiene a campo y a partir de la entrevista con el NSGA.

Para los predios hortícolas registramos los cultivos presentes en el momento de la visita y preguntamos qué se había cultivado en cada cuadro en la temporada inmediatamente anterior, ya que la variación de biodiversidad en el tiempo también contribuye a enriquecer el sistema.

4.3.4.6. Hábitats con árboles (*HabArb*)

Muchos investigadores destacan la valiosa contribución de los árboles en la provisión de servicios ecosistémicos (Barrios et al., 2018; Kuyah et al., 2016) y su contribución a la conservación de la biodiversidad de diferentes taxones (Mellink et al., 2017; Mendenhall et al., 2016; Prevedello et al., 2018). Una mayor cantidad de hábitats con árboles se relaciona con mayor biodiversidad funcional, dado que intervienen en una gran cantidad de procesos

y funciones ecosistémicas: regulación del microclima, control del ciclo del agua, fijación del C en capas profundas, mejora de la estructura del suelo y aporte de materia orgánica, reducción de la erosión, entre otras. También proveen refugio y alimento para múltiples especies de diferentes niveles tróficos (desde descomponedores hasta aves y mamíferos), y representan, además, áreas que sufren menos perturbaciones, lo cual también se correlaciona con una mayor conservación de biodiversidad.

Este indicador expresa el porcentaje de la superficie total del área gestionada por el NSGA con presencia de árboles, incluyendo tanto parches como hábitats lineales.

Se calcula sumando el área de todos los elementos que tienen árboles, y dividiendo el resultado por el área total.

$$HabArb = \sum_i^n \frac{area\ habitat\ con\ arboles_i}{area\ total}$$

La distinción entre diferentes tipos de comunidades arbóreas no es considerada en este indicador sino en el índice de calidad de hábitat (*ICH*, ver más abajo, punto 8).

4.3.4.7. Hábitats seminaturales (%*Seminat*)

Como se dijo antes, se consideran “seminaturales” todos los hábitats no explotados por el NSGA por lo menos en los últimos 3 años. No entran en esta categoría los hábitats con vegetación espontánea que son utilizados para ganadería. En general, en los casos de estudio estos hábitats estuvieron representados por montes nativos, bosques implantados con fines paisajísticos o para proveer sombra, tanto de especies nativas, exóticas o de ambas combinadas, bajos inundables que no se cultivan ni se pastorean, y pastizales no explotados en los últimos tres años, pero que sí lo fueron en el pasado. Por tratarse de una zona con una extensa historia de agricultura intensiva, no se registró en ninguno de los predios la presencia de campo natural virgen. Las comunidades herbáceas consideradas seminaturales tenían distintos grados de regeneración o degradación, aspecto que se consideró en el indicador *ICH*.

Este indicador se expresa como porcentaje del área total gestionada por el NSGA y se calcula así:

$$\%Semi\ nat = \frac{\sum area\ semi\ naturales}{area\ total} \times 100$$

En todos los índices, indicadores y sistemas de evaluación de biodiversidad y sustentabilidad relevados, las áreas naturales o seminaturales dentro del predio se correlacionan con mayor biodiversidad funcional, y por ello se decidió incluir este indicador. Entendemos que es importante analizar este indicador conjuntamente con el *ICH* de los parches seminaturales, ya que si las áreas seminaturales están degradadas (en los casos estudiados, chacras viejas,

con 3 o 4 años sin cultivos, con gramilla -*Cynodon dactylon*- como vegetación dominante), un valor elevado en este indicador puede no estar reflejando un valor alto de biodiversidad.

De todas formas, incluso esas áreas seminaturales de “baja calidad” representan zonas de potencial incremento de la biodiversidad, que pueden ser gestionadas por el NSGA para mejorar su calidad ecosistémica.

4.3.4.8. Índice de calidad de hábitats (ICH_T)

Este indicador agrega los índices de calidad de cada parche, ponderados por la proporción de superficie del parche frente al área total.

El índice de calidad de cada hábitat se determina considerando los criterios expuestos en [3.4.3.](#), y será un número entre 0 y 5, con intervalos de 0,5 puntos.

Una vez que se han calificado todos los hábitats, el ICH total del agroecosistema se calcula de la siguiente forma:

$$ICH_T = \sum_i^n \left(\frac{ICH_i \times area_i}{area\ total} \right)$$

donde ICH_T es el índice de calidad de hábitats del agroecosistema, n es el número de hábitats del predio, ICH_i es el índice de calidad del hábitat i , $area_i$ es el área del hábitat i y $area\ total$ es el área gestionada por el NSGA.

4.3.5. Estandarización de las variables

A efectos de poder visualizar con facilidad, para cada predio, qué indicadores tuvieron valores altos o bajos en relación al grupo estudiado, se estandarizaron las variables, llevando a todos los conjuntos de valores de cada indicador a una escala entre cero y uno.

Para ello se dividió el valor de cada indicador entre el valor más alto del grupo. Con este método es posible agregar nuevos registros al conjunto de valores (de otros predios de la RAU), y en caso de que estos arrojaran valores más altos que los predios relevados para este trabajo en algún indicador, simplemente se toma ese nuevo valor máximo como divisor para la estandarización del conjunto.

Más allá de que esta estandarización tiene utilidad para comparar los predios del grupo (y pensamos que de toda la RAU, ya que los predios son representativos de las diferentes realidades presentes en la Red y comparten el estilo de manejo), realizamos una comparación de los resultados de cada indicador en su unidad original, con los resultados de los mismos indicadores obtenidos en el Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012) en sistemas similares (agricultura orgánica o con bajo nivel de insumos, en tierras arables, con horticultura y pasturas o huertos frutales). Esta comparación se explicita en los resultados de cada indicador.

5. RESULTADOS

5.1. Resultados por indicador

5.1.1 Tamaño de los parches (*TamPar*)

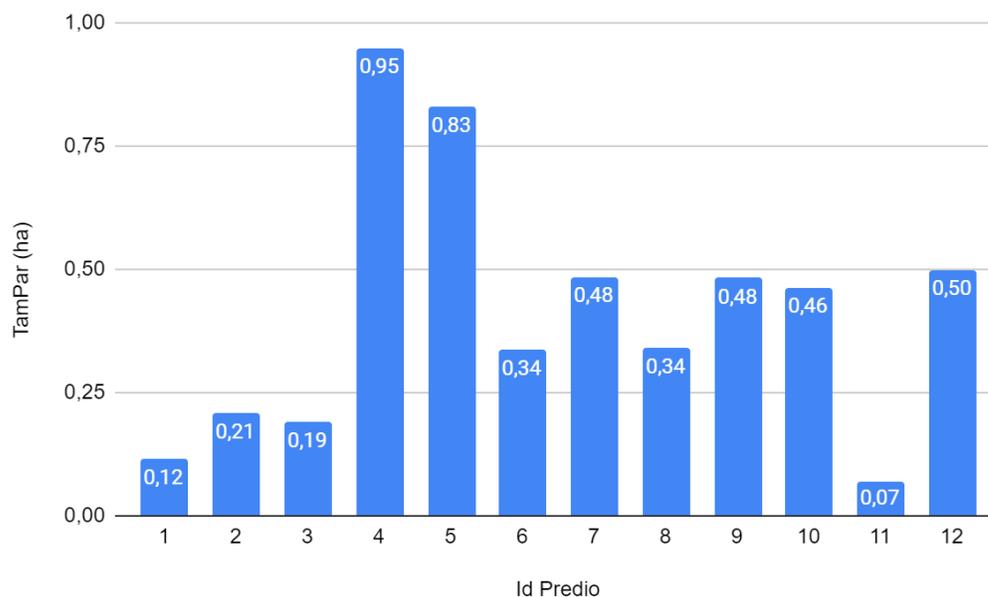
La distribución de este indicador en los predios relevados se muestra en la Figura 6. El tamaño promedio de los parches en el total de predios fue de 0,45 ha y la mediana 0,35.

Lo primero que se aprecia al analizar los resultados es que el tamaño de los parches tiene relación directa con el tamaño total del predio. Los predios N° 4 y N° 5, con un tamaño de parche cercano a 1 ha, son los de mayor superficie (22 y 39 ha respectivamente) y el N° 11, con un tamaño de parche promedio de 0,07 ha, es el de menor superficie (1,4 ha). En los casos de estudio del Proyecto BioBio el tamaño promedio de los predios era significativamente superior (25 ha el grupo de predios más pequeños, contra 8 ha de tamaño promedio en los casos de estudio de la RAU), por lo que los valores obtenidos para este indicador también fueron más altos, consistentemente con lo antes señalado.

Para evitar este efecto y poder comparar el indicador entre predios de distinto tamaño, llevamos la medida a porcentaje del área total. Los resultados se presentan en la Figura 7.

Figura 6

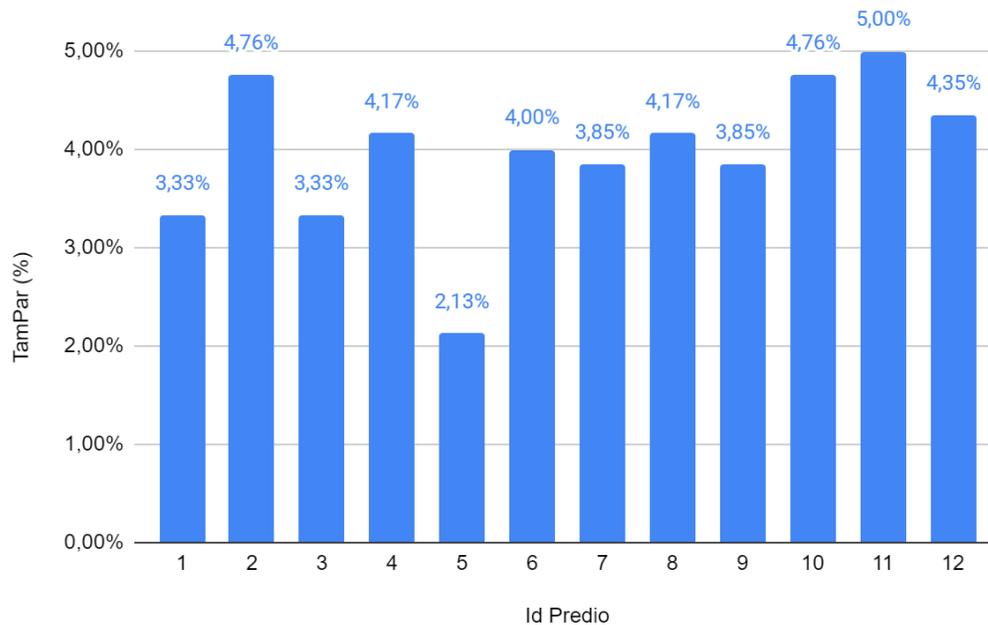
Tamaño promedio de los parches en los predios estudiados (en ha)



Luego de relativizado el indicador considerando el tamaño del predio, resulta que el tamaño de los parches está en torno al 4,1% de la superficie total, tomando un valor mínimo de 2.13% y un máximo de 5%.

Figura 7

Tamaño de los parches en los predios estudiados expresados como % del área total



Desde el punto de vista de la agrobiodiversidad funcional, incluso los valores promedio más altos (cerca de 1 ha), representan tamaños de parche en los cuales el centro del parche no estaría a más de 50 m del borde (en promedio, ya que dependerá de la forma), una distancia que recorren la mayoría de los artrópodos con facilidad (Altieri et al., 2005; Garibaldi et al., 2014; Landis et al., 2000; Magrach et al., 2021), por lo que la influencia benéfica de bordes empastados, cercos de árboles o arbustos, o zonas seminaturales adyacentes, podría alcanzar a la totalidad del parche.

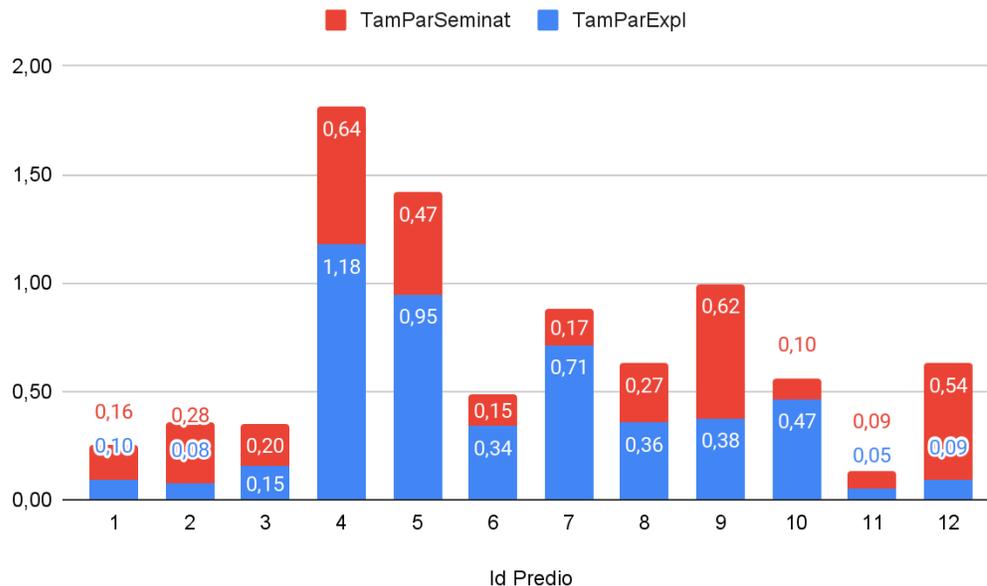
Se calcularon adicionalmente dos subindicadores: TamParExp y TamParSeminat, es decir, el tamaño promedio de los parches con agricultura o ganadería intensivas, y el de los parches seminaturales respectivamente.

Como se puede apreciar en la Figura 8, los resultados fueron muy variables entre los predios. En los predios 04, 05, 06, 07 y 10, los parches explotados tienen un tamaño promedio mayor que los seminaturales, mientras que en los predios 01, 02, 03, 08 y 12, sucede lo contrario. Esto puede estar vinculado con el tipo de explotación de que se trata (ver Tabla 4). Obsérvese que los predios 05, 06 y 07 combinan horticultura con ganadería, y el mayor tamaño de parche está determinado por los de uso pastoril, mientras que los predios 01, 02, 03, 08 y 12 son exclusivamente hortícolas, por lo que todas sus parcelas son de menor tamaño. Los predios 04 y 10, ambos frutícolas, tienen una proporción de hábitats no explotados inferior a los demás (ver indicador %Seminat), lo que explica un menor tamaño de parches seminaturales.

Este indicador por sí solo no da cuenta de mayor o menor biodiversidad, por lo que debe analizarse en conjunto con *DivHab*, *RiqHab* e *ICH*.

Figura 8

Tamaño de parches con y sin uso agrario



Nota. TamParExpl: tamaño de parches con agricultura o ganadería intensiva; TamParSeminat: tamaño de parches sin uso agrario o con uso de baja intensidad.

5.1.2. Diversidad de Hábitats

La distribución de este indicador en los predios estudiados se muestra en la Figura 9. Una mayor diversidad de hábitats se puede explicar por dos factores: la distribución equitativa de la superficie ocupada por cada tipo de hábitat o la existencia de muchos tipos de hábitats. Por el contrario, un valor bajo de *DivHab* puede estar señalando que un tipo de hábitat es dominante en superficie (aunque el predio tenga muchos tipos de hábitats) o que existen pocos tipos de hábitat diferentes. Por tanto, para comprender el indicador y poder extraer de él alguna conclusión o recomendación, es necesario analizarlo conjuntamente con *RiqHab*.

Los dos predios con menor diversidad de hábitats representan situaciones donde hay un tipo de hábitat dominante:

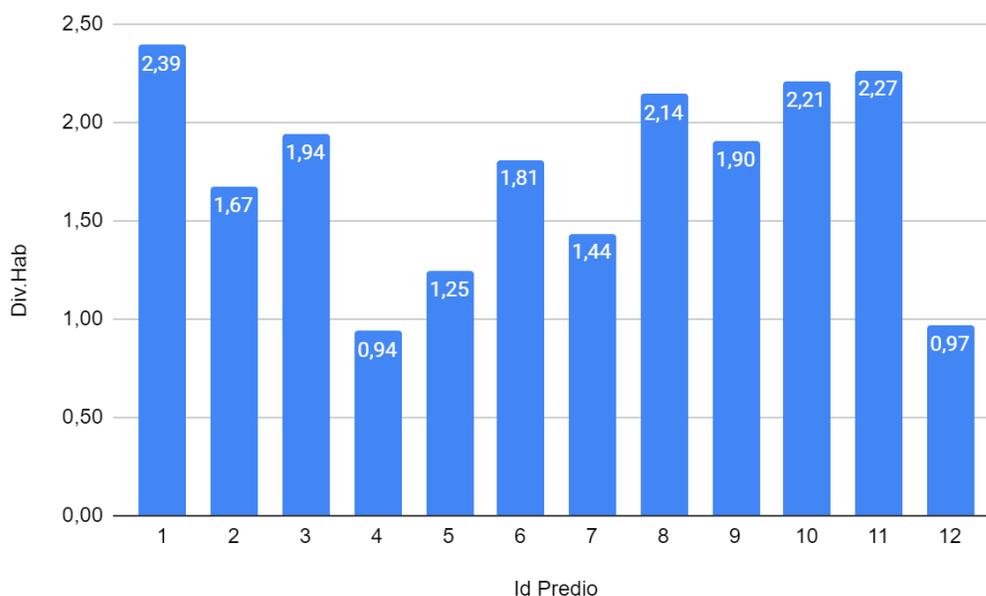
1. el predio 04 es un predio cítrico que produce limones y cría ovinos en las franjas empastadas entre los frutales. Este tipo de hábitat (parcelas con limoneros y pasturas) es dominante en el predio y de allí el valor bajo de este indicador, Pero desde el punto de vista de manejo y los principios de la agroecología, representa la integración

animal – vegetal. El valor es similar a los arrojados por los olivares españoles del Proyecto BioBio.

2. en el predio 12 hay un tipo de hábitat dominante: una gran extensión de pastizal no explotado, donde antes hubo horticultura y ganadería, tierras que se han ido dejando de cultivar progresivamente debido a la situación familiar del NSGA. En este predio, como se verá en el punto siguiente, la riqueza de hábitats es alta, pero estos hábitats diversos ocupan una superficie menor, por lo tanto el indicador es bajo.

Figura 9

Diversidad de hábitats en los predios estudiados



Los valores de los predios 1, 8, 10 y 11 son significativamente más altos que los registrados en los predios hortícolas y hortícolas-ganaderos estudiados en el Proyecto BioBio: de 195 predios, solamente uno arrojó un valor superior a 2,0 en este indicador. Más allá de las diferentes condiciones locales, tamaños de predios y otras variables que podrían influir, este resultado sugiere que puede haber un estilo de manejo entre los predios de la RAU que genera una diversidad de hábitats significativamente mayor.

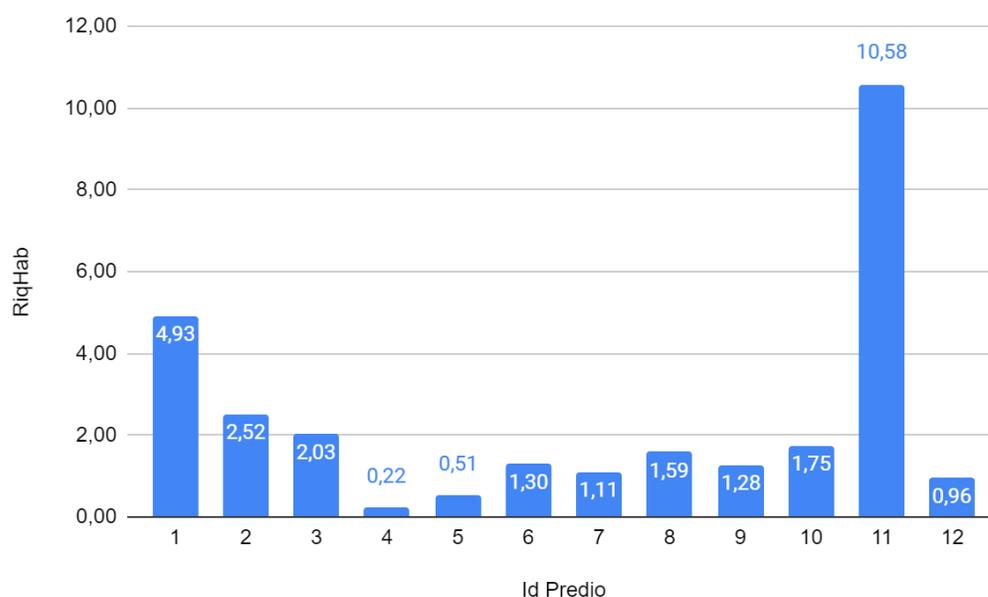
5.1.3. Riqueza de hábitats (RiqHab)

Este indicador arrojó un valor promedio de 2,47 y una mediana de 1,53. El valor más alto se registró en el Predio 11, que presenta un mosaico variado de parcelas pequeñas con cultivos diferentes, rodeados de parches y elementos lineales seminaturales, también variados (pastizales, bosque artificial de exóticas, bosque mixto, arbustos). El valor arrojado por este predio es alto, no sólo dentro del grupo, sino comparándolo con valores del Proyecto BioBio

(Herzog et al., 2012) para el mismo indicador (donde los valores máximos rondan los 2,5 hab/ha). El valor promedio de los predios de la RAU (2,47) es también más alto que los valores promedio de cualquiera de los grupos analizados en el Proyecto BioBio (donde el valor promedio más alto es cercano a 1,0). Esto se explica principalmente por la alta variedad de cultivos presentes en los predios de la RAU, dado que cada parcela con cultivos diferentes se considera un hábitat diferente. En la Figura 10 se presentan los resultados para este indicador.

Figura 10

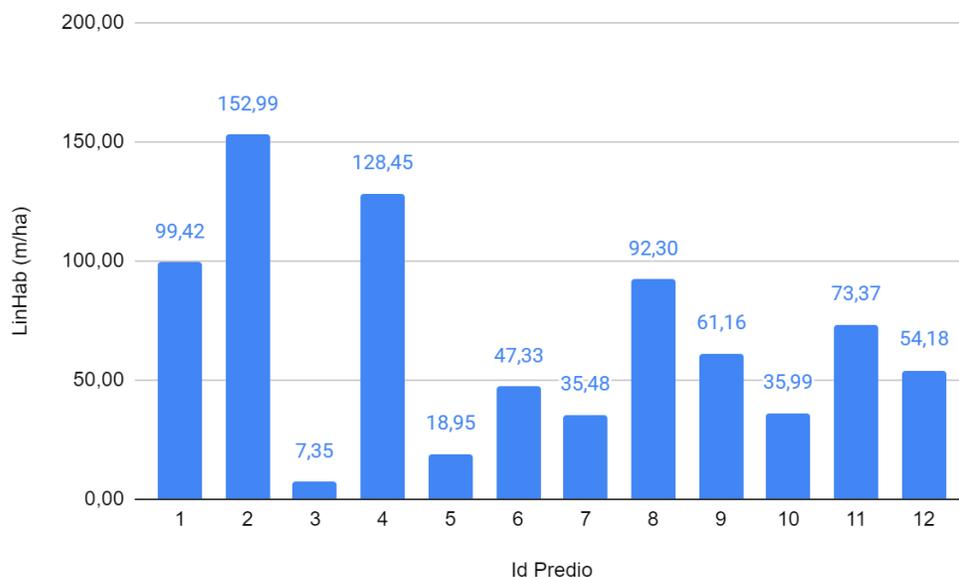
Riqueza de hábitats en los predios estudiados



5.1.4. Hábitats lineales

Este indicador arrojó un promedio de 68 m de hábitats lineales por hectárea, con un valor máximo de 153 m/ha y un mínimo de 3,7 m/ha. El valor promedio es bastante más bajo que los de las granjas del Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012), en las cuales los promedios para huertas y cultivos están en torno a los 100 m/ha, y en las explotaciones ganaderas y huertos frutales, son cercanos a los 200 m/ha.

En la Figura 11 se puede apreciar la distribución de este indicador. Los predios con mayor cantidad de hábitats lineales (01, 02, 04 y 08) cuentan con cortinas de árboles perimetrales casi continuas, o algunas cortinas arbóreas interiores separando cuadros de cultivos, además de franjas empastadas entre los cuadros. En los demás predios los elementos lineales son en general franjas empastadas o alguna cortina en partes menores del perímetro.

Figura 11*Hábitats lineales en los predios estudiados***5.1.5. Riqueza de cultivos (RiqCul)**

Este indicador arrojó un promedio de 3,69 especies cultivadas por hectárea, con un valor máximo de 14,2 especies/ha y un mínimo de 0,18 especies/ha, lo cual da cuenta de una gran variación entre los predios. En la Figura 12 se muestra la distribución del indicador.

El proyecto BioBio (Herzog et al. 2012) presenta los resultados de este indicador para predios hortícolas y agrícolas de Austria, registrándose un valor promedio de 0,16 especies por hectárea, o sea, inferior al valor más bajo de los predios de la RAU estudiados. Esto nos lleva a inferir que la riqueza de cultivos es una fortaleza y una estrategia a analizar en los predios de la RAU en cuanto a biodiversidad planificada, y por lo tanto, en cuanto a biodiversidad en general.

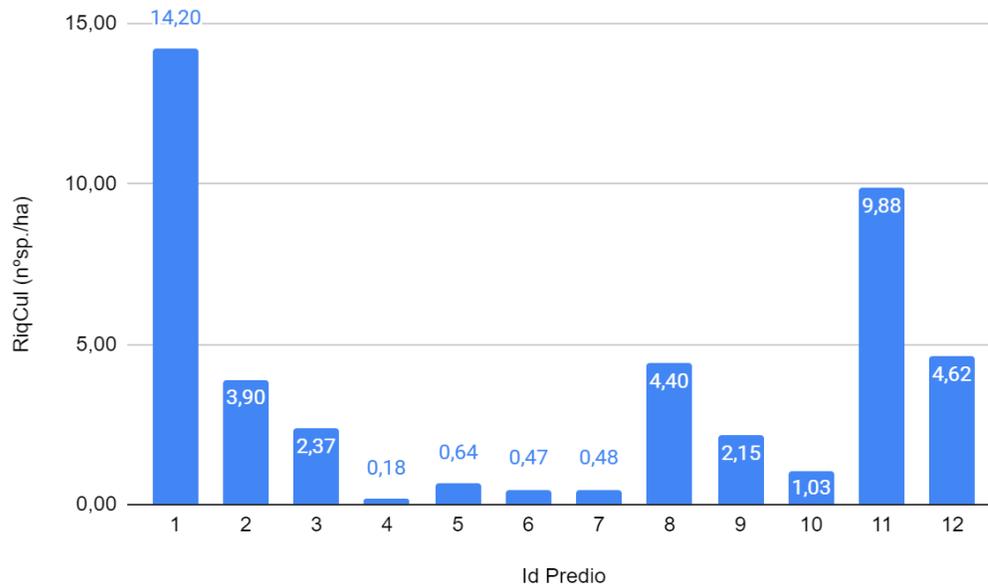
Esta alta riqueza de cultivos tiene correlación directa con las prácticas agroecológicas, donde los policultivos constituyen una de las estrategias de manejo de la biodiversidad funcional, a la vez que permiten a los productores diversificar su oferta de productos, reduciendo riesgos productivos y comerciales.

El valor más bajo registrado es el del predio cítrica (04), ya que solamente tiene una especie de frutales (limoneros) y pradera entre las filas compuesta por tres especies (raigrás, paspalum y lotus). Sin embargo, se registró una gran variedad de vegetación espontánea en los cuadros, tanto de especies herbáceas como arbustivas, que el productor no elimina, por lo que el bajo valor de RiqCul no necesariamente refleja un bajo valor de biodiversidad. Como

otros indicadores, no puede interpretarse en forma aislada, sino que debe analizarse considerando otros, como DivHab e ICH.

Figura 12

Riqueza de cultivos en los predios estudiados



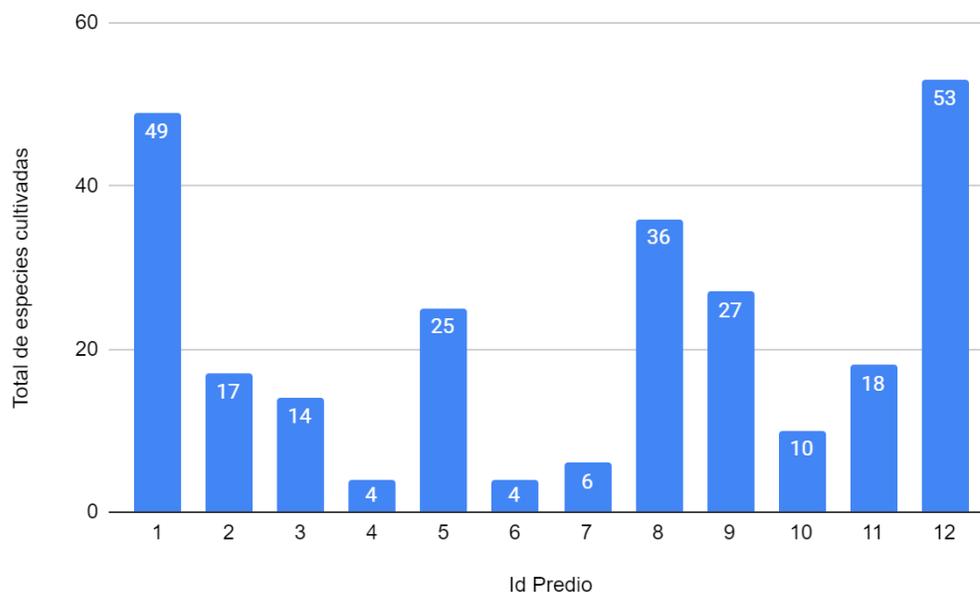
El predio 05 es otro caso especial, ya que si bien cultiva un total de 25 especies hortícolas (un valor alto dentro del promedio general), dado que más del 60% del predio se destina a la ganadería, al dividir la cantidad de especies por la superficie total, resulta en un bajo valor del indicador.

A efectos de hacer visibles estas situaciones, decidimos graficar la cantidad de especies totales cultivadas en cada predio (Figura 13). El promedio es 21,5 especies y la mediana 17,5. Son valores muy altos si se comparan con los registrados en granjas europeas, donde la cantidad de especies cultivadas registradas en predios hortícolas (Holanda) fue de 18 en total, sumando las 14 granjas estudiadas (Herzog et al. 2012).

Los valores más altos registrados (49 y 53) corresponden a situaciones diferentes entre sí. En el predio 01, el 95% de las especies cultivadas son hortícolas, y se plantan con fines productivos, en cambio en el predio 12, solamente 12 de las 53 especies cultivadas son hortícolas, y las demás son ornamentales o cultivadas con fines de conservación. Una situación similar a esta se da en el predio 08, donde casi la mitad de las especies cultivadas son árboles nativos, y se plantan con fines de conservación y disfrute estético. En el contexto de este trabajo, no hacemos diferencias entre especies cultivadas con fines productivos o no productivos, ya que ambas contribuyen a la funcionalidad.

Figura 13

Total de especies cultivadas por predio



5.1.6. Hábitats con árboles (*HabArb*)

Este indicador arrojó un resultado promedio de 0,27 (27% de la superficie total con hábitats arbóreos), y una mediana de 0,20. El promedio se eleva debido a que los predios frutícolas 04 y 10, tienen 91% y 75% de la superficie cubierta por árboles respectivamente. Si excluimos los valores de esos dos predios, el promedio de superficie cubierta por árboles es de 12%.

La distribución de este indicador en los predios relevados se presenta en la Figura 14. Exceptuando los dos predios frutícolas, los de mayor superficie cubierta por árboles (predios 01, 02, 08, 09 y 11) en general son predios donde el NSGA ha instalado árboles intencionalmente, salvo el predio 09 que cuenta con un monte ribereño nativo, el cual voluntariamente conservan. Realizamos una revisión histórica de la imagen satelital para uno de los predios y puede verse con claridad que los parches arbóreos existentes fueron instalados en la época en que el NSGA tomó el control del predio o comenzó su transición de agricultura convencional a agroecológica. A modo ilustrativo, en la Figura 15 se aprecia la imagen del predio 08 en la actualidad y en el año 2016.

Figura 14

Porcentaje de superficie ocupada por árboles sobre el total del predio

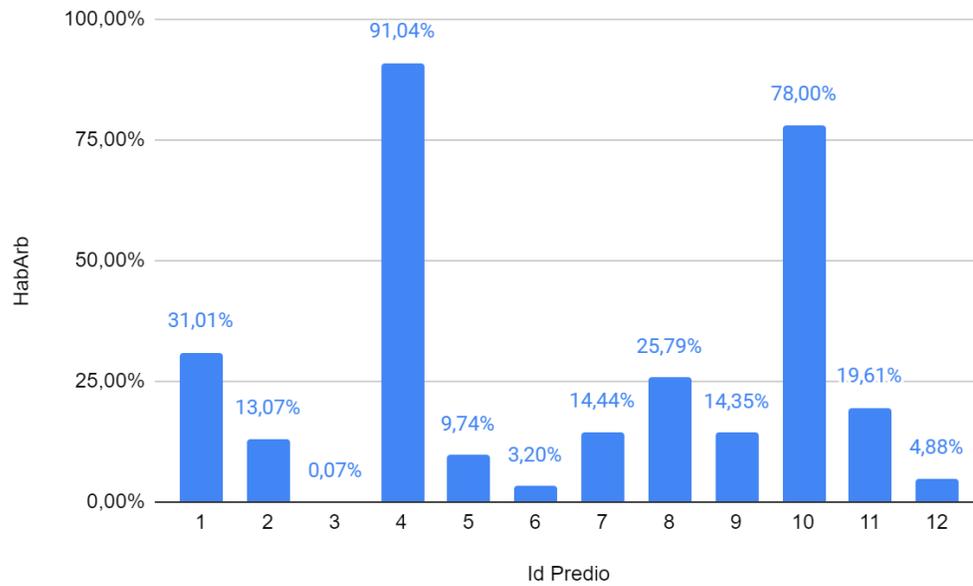


Figura 15

Manejo de áreas arboladas en el predio 08



Nota. Imagen superior: abril 2023, imagen inferior: octubre 2016. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGIS, utilizando el complemento Quickmapservice

Comparando los valores con los relevados en predios hortícolas y agrícolas estudiados en el Proyecto BioBio (menos del 5% de cobertura de árboles en promedio), vemos que los valores más bajos registrados en los predios de la RAU son similares a los europeos, pero el promedio es superior. Si tomamos los predios ganaderos estudiados en el Proyecto BioBio, el promedio es un poco mayor que el de predios hortícolas (en torno a 7%), pero sigue siendo inferior al de los predios de la RAU.

5.1.7. Hábitats seminaturales (%Seminat)

Este indicador arrojó un valor promedio de 41%, con un valor máximo de 89% y un valor mínimo de 5%.

Definir cuál es la proporción adecuada o suficiente de hábitats seminaturales necesaria dentro de los predios para sostener procesos ecosistémicos clave es un tanto arbitrario, ya que la medida de esa superficie no es lo único que determina el cumplimiento de los procesos ecosistémicos. Sin embargo, a modo de referencia, tenemos que en la legislación de la Unión Europea sobre Áreas con Foco Ecológico (EFA en inglés), se plantea como objetivo que el 5% de la superficie de cada granja (predio) se mantenga como área seminatural (con el mismo

criterio utilizado en este trabajo, entendiendo por seminaturales a las áreas no explotadas o con uso de baja intensidad) (Manhoudt & De Snoo, 2003). A nivel de paisaje productivo (“working landscape”) se considera (Garibaldi et al., 2021) que el umbral de superficie semi natural necesaria para sostener procesos tales como el control de la erosión y mejora de la actividad biológica del suelo, servicios de polinización, control natural de plagas y malezas, control del ciclo del agua, entre otros, está en torno al 20%. En los predios estudiados todos cumplen el mínimo del 5%, y la mayoría están muy por encima de ese valor, por lo que, considerando este indicador, estarían dadas las condiciones adecuadas para un buen funcionamiento ecológico del agroecosistema.

Sin embargo, debe tenerse en cuenta que este indicador por sí solo no asegura el cumplimiento de estos procesos, ya que la calidad de las áreas seminaturales es decisiva para que ello efectivamente ocurra. Por tal motivo, debe analizarse en conjunto con el indicador de Calidad de Hábitat (ver 5.1.8).

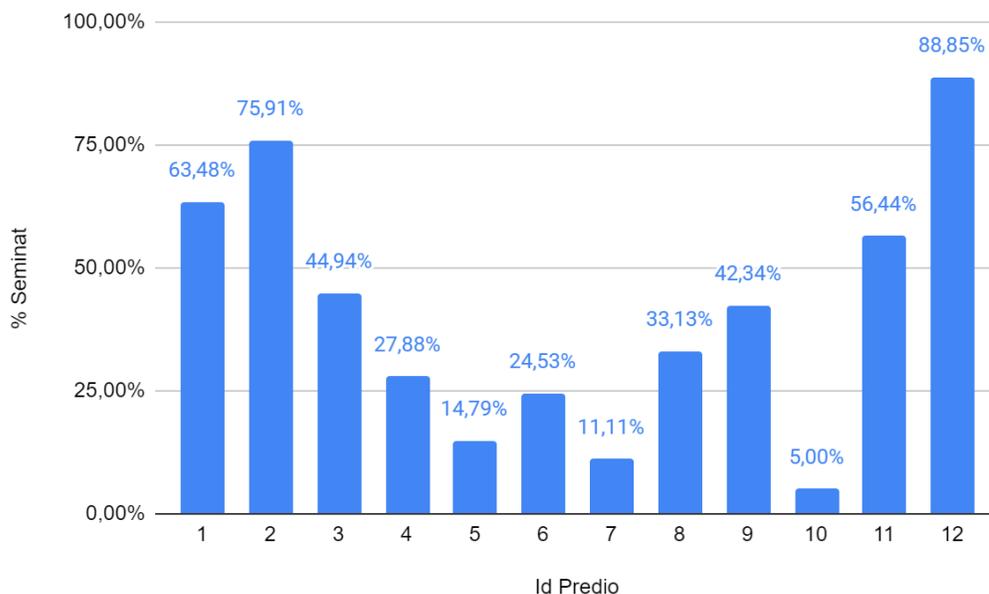
En la Figura 16 se presentan los valores del indicador por predio, evidenciándose una amplia dispersión que tiene diversas explicaciones.

En términos generales se dan tres situaciones: por un lado, aspectos internos del NSGA que determinan que no se explote un área importante del agroecosistema; por otro, predios donde hay una intención de conservación de áreas seminaturales o una implantación activa de bosques, y finalmente, otro grupo en el que el área no explotada corresponde franjas empastadas entre parcelas, márgenes de arroyos y otras zonas no aptas para cultivos o pastoreo, sin que haya una intencionalidad de conservación.

En el caso del predio 12 (89% de superficie semi natural), como se mencionó, el NSGA ha ido reduciendo la superficie cultivada debido a una situación familiar que les impide disponer de tiempo suficiente para abarcar un área mayor con la producción hortícola. La superficie seminatural es mayoritariamente de chacra vieja, aunque con una composición de especies bastante rica (gran abundancia de vicia, varias especies de chirca, especies hortícolas asilvestradas, carqueja, llantén, manzanilla, raigrás, tréboles, borraja, entre otras). Si bien no hay una intencionalidad expresa de conservación, se trata de un área con potencial de albergar progresivamente más especies de diferentes niveles tróficos y grupos funcionales, ya que, al estar libre de perturbaciones, puede ser más fácilmente colonizada.

Figura 16

Áreas seminaturales como porcentaje del área total



En el caso del predio 02 (75% de área seminatural), la situación es similar. El NSGA está integrado por un matrimonio jubilado, no tienen la fuerza de trabajo ni la necesidad económica de explotar mayor superficie con horticultura, y no les interesa la cría de animales. En este predio el área seminatural también es chacra vieja, aunque con una composición más pobre en especies.

Entendemos que estas áreas no explotadas tienen el potencial de irse enriqueciendo en cuanto a la composición vegetal, tema que se discutirá en las recomendaciones.

En los predios 01 y 11, que tienen un porcentaje similar de áreas no explotadas, estas son mayormente bosques implantados de especies exóticas y nativas sin fines productivos, y franjas empastadas entre parcelas. En el predio 08, con un porcentaje algo menor, las áreas seminaturales son del mismo tipo.

En los predios 03, 05, 06, 07 y 09, el área seminatural corresponde principalmente a chacra vieja, con vegetación propia de campos que fueron intensamente explotados hasta hace pocos años: gramilla (*Cynodon dactylon*) como especie herbácea dominante, algunas especies de Asteraceae y unas pocas leguminosas en el estrato inferior, y en ocasiones chircas formando un segundo estrato. No son zonas de conservación sino espacios entre cuadros cultivados, las zonas en torno a los tanques excavados de donde obtienen el agua para riego, y algunos bajos poco adecuados para la horticultura. En el predio 10 la proporción es muy baja; los cuadros de frutales forman casi un continuo de lado a lado del predio, con pocas franjas empastadas entre sí (sólo las necesarias para circular).

Finalmente, en el predio 04, las áreas seminaturales son principalmente lineales (cortinas arbóreas alrededor del predio y entre cuadros), más un área importante ocupada por un tajarar y la vegetación espontánea e instalada por el NSGA a su alrededor.

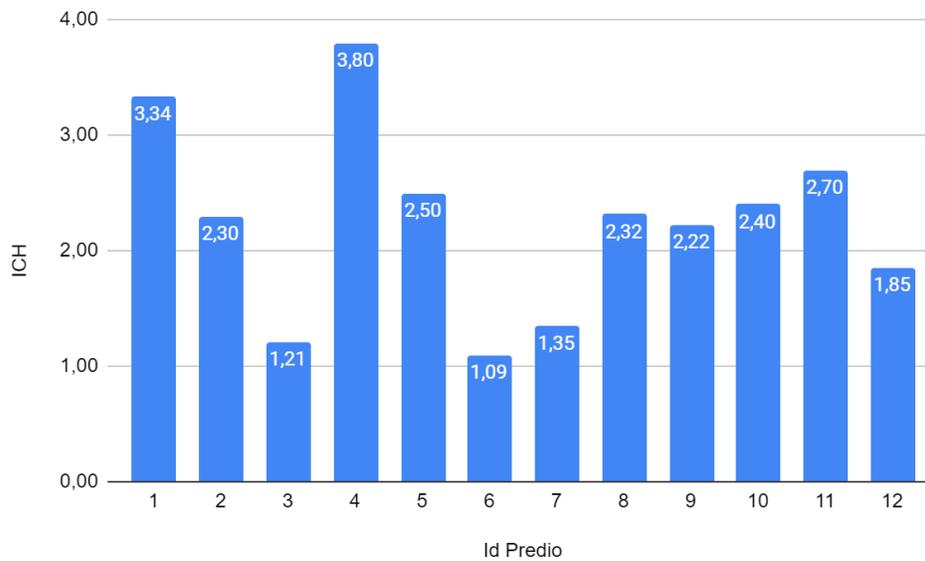
En pocos predios el NSGA hizo explícita su voluntad de generar o conservar estas áreas de naturaleza (predios 02, 04, 08 y 12), con conciencia de su importancia.

5.1.8. Índice de calidad funcional de hábitats (ICH)

Este indicador arrojó un valor promedio de 2,23, con un valor máximo de 3,80 y un mínimo de 1,09. De acuerdo con la forma en que se calculó, lo primero que observamos es que el promedio de calidad de hábitats está por debajo de una calidad “media”, ya que los valores podían oscilar entre 0 y 5 puntos. Sin embargo, al analizar los valores por predio, se ven diferencias significativas, y es posible relacionar mejores prácticas de manejo, con los valores más altos en este indicador. En la Figura 17 se presentan los resultados del ICH para los doce predios estudiados.

En el predio 04, que tiene el ICH más alto, aproximadamente el 70% de la superficie está cubierta por el mismo tipo de hábitats: huertos de limoneros, con pasturas entre filas donde pastorea el ganado ovino. Entre filas e incluso sobre las filas, crecen espontáneamente distintos tipos de plantas herbáceas, arbustivas y hasta árboles, que el NSGA no elimina. Por esto, a pesar de que sólo hay cuatro especies cultivadas (limoneros, raigrás, *Paspalum sp.* y *Lotus sp.*) se trata de un hábitat de buena calidad funcional, ya que el suelo sufre muy pocas perturbaciones (especies perennes) y tiene una cobertura total, hay un alto aporte de materia orgánica, tanto de las pasturas que se cortan como de los ovinos que pastorean, y ofrece diversidad de estratos espacio temporales (estructura) para alojar a una gran variedad de organismos.

Adicionalmente, las áreas no cultivadas son en su mayoría cortinas de árboles donde el NSGA viene incorporando entre las casuarinas existentes, especies espinosas como tala trepador (*Celtis iguanaea*) y *Trifolia* (*Poncirus trifoliata*), para reforzar la barrera de defensa contra el ingreso de ciervos o ganado que se alimentan de los limoneros. Por la variedad de especies y la estructura, estos hábitats lineales también son de calidad media-alta.

Figura 17*Índice de calidad funcional de hábitats***Figura 18***Cortina de casuarinas, tala trepador y trifolia en el predio 04*

Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Finalmente, a diferencia de los demás predios, que tienen pozos excavados para abastecerse de agua, este predio tiene un tajamar, que genera un ambiente muy diferente al de los pozos (ver Figura 19) porque físicamente está mejor integrado al paisaje, y permite el fácil acceso

de la fauna silvestre, por lo que, en conjunto con los anteriores, explican el valor del indicador.

Figura 19

Comparación de ambientes en torno al agua



Nota. Arriba: tajamar en el predio 04; abajo: pozo excavado en el predio 03. Fotos cedidas por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

El predio 01 arrojó el segundo valor más alto debido a que:

1. todas las parcelas cultivadas son policultivos con un mínimo de 2 y un máximo de 23 especies diferentes;
2. varias de esas parcelas incluyen plantas perennes, instaladas con fines específicos como la atracción de polinizadores (ejemplo, mburucuyá) o la repelencia de plagas (romero, tomillo);
3. en todas las parcelas cultivadas se hace rotación de cultivos y rotación con abonos verdes;
4. en todas las parcelas la cobertura del suelo es total o casi total, sea con pasto entre los canteros (raigrás) o con mulching;
5. en todas las parcelas se incorpora compost al suelo.

En la Figura 20 se muestra un tipo de hábitat del predio 01 donde se aplican estas prácticas: se combinan perales, con cultivos entre filas de vicia y avena, que serán abono verde en verano. La vegetación espontánea que crece en torno al cuadro no es removida.

Si bien la mayoría de estas prácticas son aplicadas en mayor o menor medida en todos los predios, en ninguno se aplican todas en todas las parcelas, y de ahí que existan valores más bajos de ICH.

Figura 20

Cuadro del predio 01



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Los predios 03, 06 y 07 que registraron los valores más bajos, no tienen o tienen muy pocas parcelas con policultivos, no tienen cultivos perennes asociados, no aplican prácticas de cobertura del suelo entre canteros, no hacen rotaciones con abonos verdes. Adicionalmente, las áreas seminaturales son de baja calidad funcional (chacra vieja de pocas especies y muy castigada por el pisoteo en el predio 07). Todo ello explica los valores inferiores para este indicador. En las figuras 21, 22 y 23 se muestran hábitats de estos tres predios. Se aprecia la degradación del pastizal por la sobrecarga animal (figura 21), y la ausencia de otras especies dentro y en torno a las parcelas cultivadas y de cobertura del suelo entre canteros.

Figura 21

Efecto del pisoteo en área seminatural del predio 07



Nota. Foto cedida por V. Orozco (comunicación personal, 2023)

Figura 22

Cuadro de cebolla en predio 06



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Figura 23

Cuadro de espinaca en el predio 03



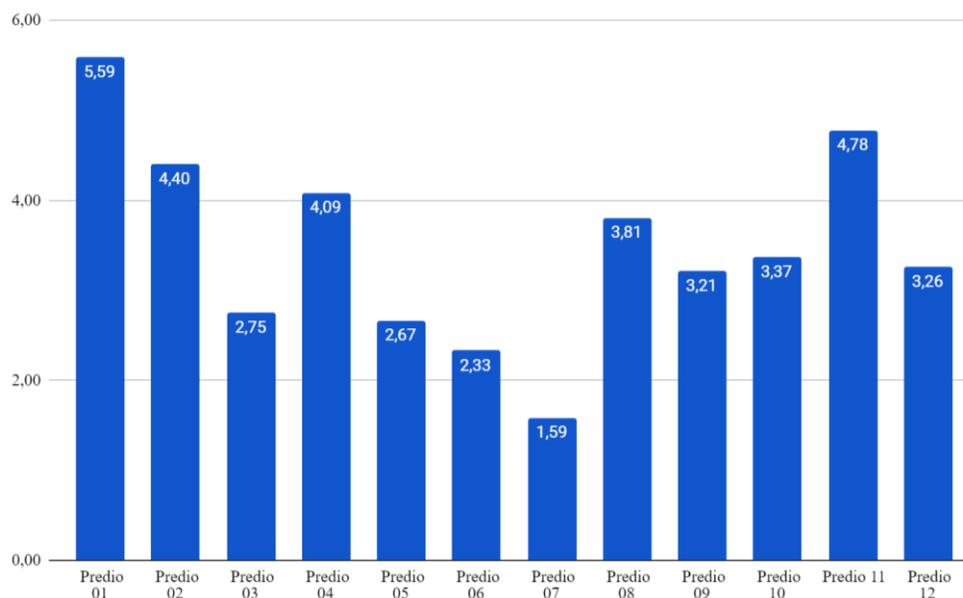
Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

5.1.9. Índice total

Los valores de todos los indicadores estandarizados se agregaron en un índice único por predio. Al no contar con un respaldo científico suficiente como para ponderar de alguna manera los diferentes indicadores, se realizó una suma simple de los valores estandarizados de los ocho indicadores para cada predio, y se obtuvo un Índice Total que se presenta en la Figura 24. El puntaje máximo que puede obtener un predio del grupo es 8, pero ese valor no nos da información sobre cuán alta o baja es la biodiversidad en términos absolutos, sino que posiciona al predio dentro del grupo, indicando si está lejos o cerca de aplicar las mejores prácticas de ese grupo.

Figura 24

Índice total para los doce predios estudiados



5.2. Resultados por predio

Si bien los valores de los indicadores varían entre predios, en algunos indicadores, como *TamPar*, y en menor medida *RiqHab*, se evidencia menos variabilidad (ver Tabla 7), mientras que en otros la variación es pronunciada, lo que amerita un análisis que muestre el conjunto de indicadores y permita reflexionar sobre las posibles causas de las variaciones. En el apartado de Discusión y recomendaciones analizamos estas diferencias.

El índice total muestra un valor mínimo de 1,59 y máximo de 5,59 y es posible identificar tres grupos de predios que comparten algunas características.

Tabla 7*Valor de los indicadores estandarizados por predio*

Indicador	Predio 01	Predio 02	Predio 03	Predio 04	Predio 05	Predio 06	Predio 07	Predio 08	Predio 09	Predio 10	Predio 11	Predio 12
RiqHab	0,41	0,25	0,17	0,02	0,04	0,11	0,09	0,15	0,11	0,15	1,00	0,09
DivHab	0,99	0,69	0,81	0,39	0,52	0,75	0,60	0,96	0,79	0,92	0,95	0,41
TamPar	0,61	0,44	0,66	0,51	1,00	0,53	0,56	0,51	0,56	0,45	0,00	0,49
HabLin	0,65	1,00	0,05	0,84	0,12	0,31	0,23	0,60	0,40	0,24	0,48	0,41
RiqCul	1,00	0,27	0,17	0,01	0,05	0,03	0,03	0,31	0,15	0,07	0,70	0,33
HabArb	0,34	0,29	0,07	1,00	0,11	0,03	0,02	0,29	0,15	0,86	0,31	0,05
% Seminat	0,71	0,85	0,50	0,31	0,17	0,28	0,02	0,37	0,47	0,06	0,63	1,00
ICH	0,88	0,61	0,32	1,00	0,66	0,29	0,03	0,61	0,58	0,63	0,71	0,49
Índice Total	5,59	4,40	2,75	4,09	2,67	2,33	1,59	3,81	3,21	3,37	4,78	3,26

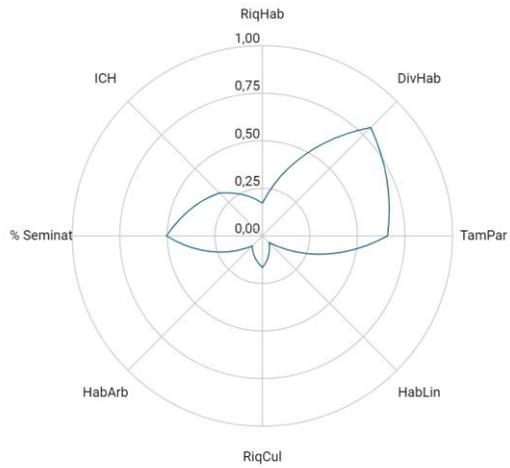
Grupo 1

En la Figura 25 se muestran los valores de los indicadores para los **predios 3, 5, 6 y 7** (índice total entre 1,59 y 2,75). Estos son predios en los que, si bien se consideran los principios agroecológicos y algunas prácticas tendientes a su cumplimiento, el estilo de manejo se acerca más al convencional. No se aplican agroquímicos de síntesis y se incorpora compost y abonos verdes al suelo, pero es reducido o nulo el uso de policultivos, la asociación de cultivos con otras plantas de apoyo, la asociación de cultivos anuales con plantas perennes o árboles o el uso de cobertura del suelo (mulching o coberturas verdes). También son predios con una reducida superficie no explotada, pocos árboles y pocos elementos lineales, y un ICH promedio de 1,53, que es bajo con relación al promedio del total de los predios (2,26).

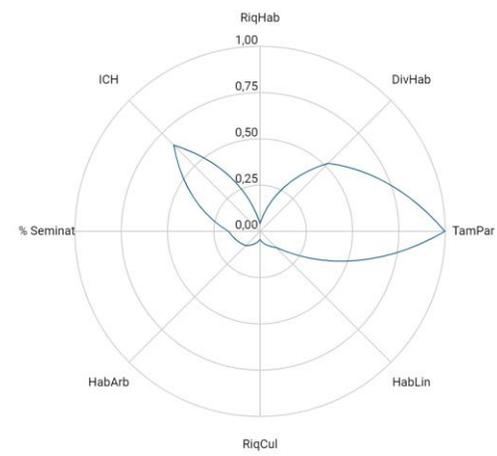
Figura 25

Valor de los indicadores en los predios del Grupo 1

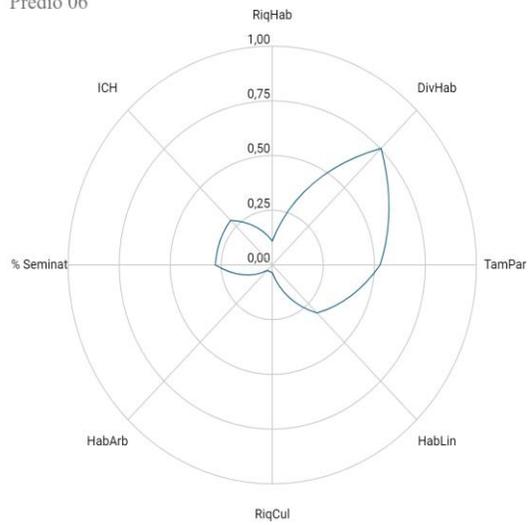
Predio 03



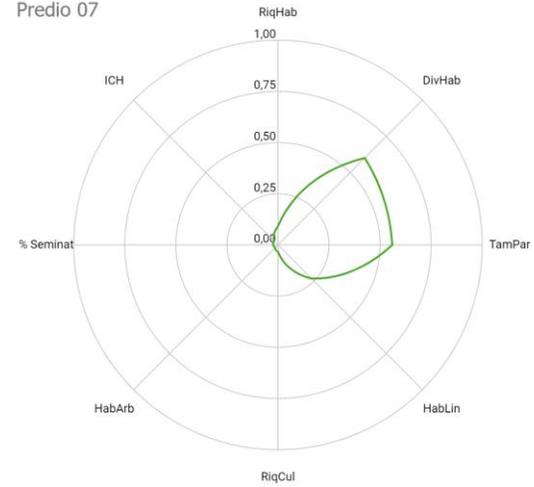
Predio 05



Predio 06



Predio 07

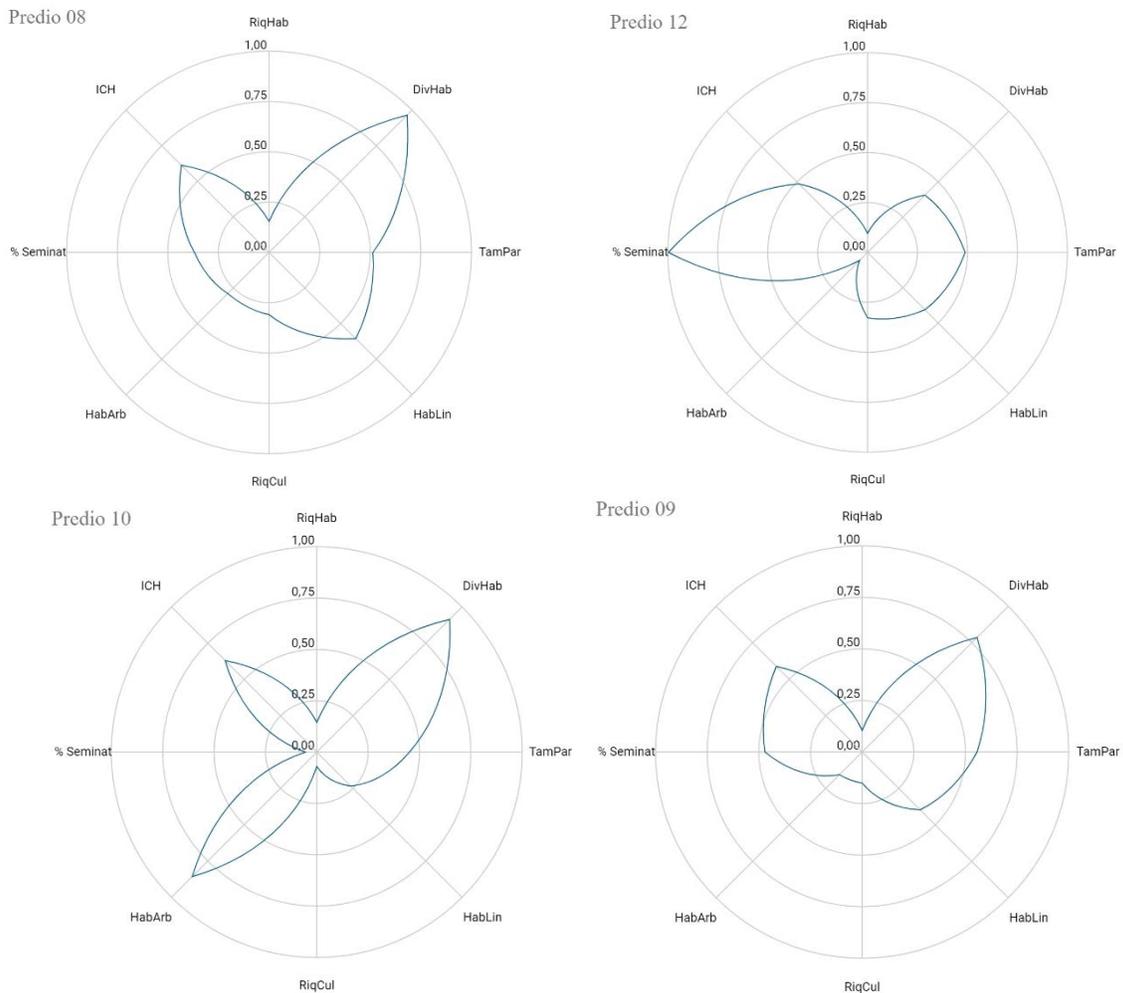


Grupo 2

En la Figura 26 se muestran los valores de los indicadores para los predios 08, 09, 10 y 12 (índice total entre 3,21 y 3,81). Estos predios están en una situación intermedia por distintos motivos, ya que son diferentes sistemas productivos, gestionados por NSGA con preferencias y posibilidades muy distintas. En general presentan valores altos en alguno de los indicadores, y tienen un ICH promedio similar entre sí, más alto que los del grupo anterior (promedio ICH2 = 2,19) y levemente inferior al promedio de los 12 predios. Las particularidades se discuten en la sección 6.2. Recomendaciones por agroecosistema.

Figura 26

Valor de los indicadores en predios del Grupo 2



Grupo 3

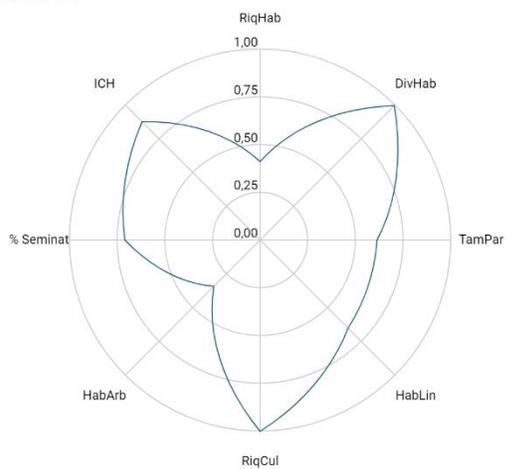
En la Figura 27 se muestran los valores de los indicadores para **los predios 01, 02, 04 y 11** (índice total entre 4,09 y 5,59). En estos predios se identifica la aplicación de más prácticas agroecológicas, lo que resulta en un ICH promedio ($ICH_3=3,03$) superior al promedio total.

En los predios hortícolas (01, 02 y 11) hay un uso extendido de policultivos, presencia de especies perennes entre los cultivos anuales, uso de plantas de soporte que atraen polinizadores o “capturan” especies fitófagas, asociación de árboles con cultivos anuales, además de las prácticas más extendidas, como aplicación de compost, incorporación de abonos verdes y rotación de cultivos. En predio frutícola (04) incorpora prácticas agroecológicas diferentes, adecuadas al sistema productivo (silvopastoreo, manejo de cercos y cortinas multi estrato, no eliminación de arvenses, instalación de especies vegetales sin fines productivos).

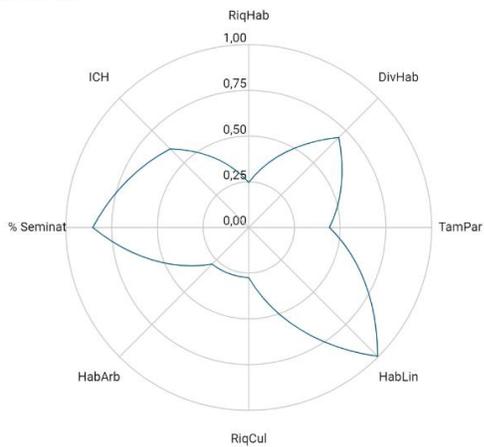
Figura 27

Valor de los indicadores en predios del Grupo 3

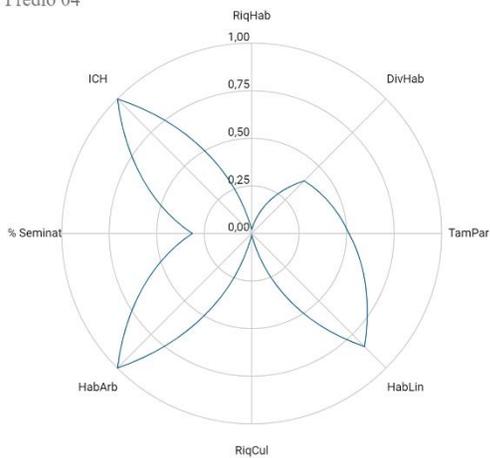
Predio 01



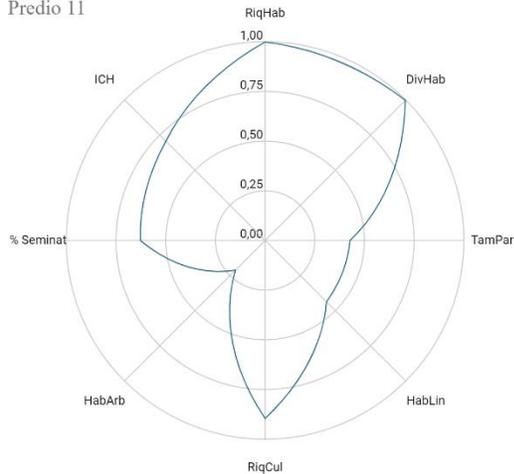
Predio 02



Predio 04



Predio 11



6. DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES

6.1. Discusión y recomendaciones generales

Para que la evaluación de un agroecosistema agroecológico tenga sentido, debe incluir la consideración de los principios socioeconómicos de la agroecología (ver pp. 11 y 12), y no solamente los principios ecológicos, que son los considerados en este trabajo. Tal como señalan Dumont et al. (2021), muchas veces existen tensiones entre los principios y las prácticas agroecológicas, ya que ciertas prácticas pueden permitir el cumplimiento de uno o más principios ecológicos, y a la vez ir en contra de algún principio socioeconómico, y viceversa. Es necesario considerar el agroecosistema en todas sus dimensiones (ecológica, productiva, sociocultural, económica) para poder realizar recomendaciones. No existen fórmulas que sean aplicables a todos los agroecosistemas por igual, y es fundamental jerarquizar el valor que tiene la capacidad creativa y el diseño y manejo dinámico, flexible y adaptativo (según finalidades, contextos familiares, etc.) de la biodiversidad y su funcionalidad, dentro de un estilo técnico orientado por principios y objetivos, así como el intercambio de conocimientos empíricos y científicos, entre pares y entre generaciones.

Dicho esto, las recomendaciones que efectuamos a continuación tienen como propósito constituirse en un insumo para posteriores diálogos con los integrantes de cada NSGA y/o consideración de indicadores para otras dimensiones, en los que se podrán ajustar o modificar.

Entre los doce predios relevados encontramos diferentes prácticas de manejo en un gradiente que va desde un estilo que se asemeja al de la producción convencional pero sin uso de insumos sintéticos (ejemplo Predios 06 y 07), hasta un estilo de producción más típicamente agroecológico, en el cual las prácticas de manejo (asociación de cultivos complementarios, coberturas, rotaciones de cultivos, abonos verdes, incorporación de florales entre cultivos, conservación de áreas seminaturales entre parcelas y en bordes, entre otras) son elementos comunes que permiten el cumplimiento de un número mayor de principios agroecológicos (ejemplo Predios 01, 02, 11). Estas diferencias se ven reflejadas en los indicadores, ya que en estos últimos predios, se expresa una mayor biodiversidad funcional que en los primeros, confirmando, por un lado, la efectividad de las prácticas utilizadas desde el punto de vista ecológico y por otro, el aporte de la biodiversidad al funcionamiento de los sistemas agroecológicos.

En lo que refiere a cada indicador, nos limitaremos a comentar aquí aquellos en los que entendemos se visualizan más oportunidades de mejora a nivel general, dejando para las recomendaciones por agroecosistema (6.2.) los casos en que los indicadores fueron bajos en pocos predios.

Riqueza de hábitats

El predio 11 dio un valor mucho más alto que todos los demás para este indicador, lo que hace que, al estandarizar, todos los demás predios aparezcan con valores aparentemente bajos (ver Tabla 7). Sin embargo, al compararlos con los valores del Proyecto BioBio, resultan altos en su mayoría, excepto en los predios 04 y 05, que están por debajo del promedio de las granjas estudiadas en dicho Proyecto. Por este motivo entendemos que, a excepción de esos dos predios, no sería prioritario generar nuevos tipos de hábitats para favorecer la funcionalidad.

Hábitats lineales

En general, hay pocos elementos lineales en los predios. Una razón posible es que los NSGA no manejen información sobre la importancia de la conectividad entre parches y con las áreas seminaturales para el mantenimiento de procesos ecosistémicos como el control de plagas por enemigos naturales o la polinización, y por tanto no se proponen generar este tipo de elementos en forma consciente. También podría haber otros motivos, como la percepción de que los cercos compiten con los cultivos, o razones de tipo cultural. En este sentido, vemos como necesidad profundizar en la identificación de las razones por las que no se generan elementos lineales y difundir información sobre los beneficios de contar con franjas empastadas y cercos de árboles y arbustos conectando las parcelas cultivadas con áreas seminaturales, dentro y fuera del predio.

Riqueza de cultivos

La cantidad de especies y familias botánicas cultivadas en los predios es alta en promedio (21 especies promedio por predio) si se la compara con el total de predios de la RAU, que es de 8,7 especies promedio por predio (Gómez Perazzoli et al., 2024), con los predios hortícolas orgánicos y convencionales del sur del país estudiados por Dogliotti et al. (2012) (8,7 especies promedio por predio), e incluso con los predios europeos relevados por el Proyecto BioBio (Herzog et al., 2012). Sin embargo, al menos en dos predios hortícolas (Predios 06 y 07) y en un predio frutícola (Predio 04) se visualizan oportunidades de mejora en este sentido. La incorporación de nuevos cultivos no solamente contribuye a enriquecer la biodiversidad planificada, con lo que ello implica desde el punto de vista ecológico y productivo (menor incidencia de plagas y enfermedades, enriquecimiento de la biota del suelo, mejor aprovechamiento de la energía solar y mayor captura de carbono, etc.), sino que tiene el potencial de reducir los riesgos desde el punto de vista económico para el NSGA. En las entrevistas con las y los integrantes de los NSGA percibimos que la selección de cultivos a realizar podría estar condicionada por aspectos socioculturales (de género y generacionales, historias de vida, interacción social e integración de grupos o redes, conocimientos y experiencia, entre otros), además de los criterios agronómicos, agroecológicos y económicos. En este sentido, entendemos de mucho valor el intercambio de experiencias entre pares, que

puede concretarse en forma individual, a través de los grupos regionales de la RAU o de otras redes de la que los integrantes de los NSGA forman parte.

Hábitats con árboles

En general, el uso de árboles como recurso integrado a la producción hortícola y ganadera no se encontró como práctica habitual en los agroecosistemas relevados. Especialmente en los predios que practican ganadería, la ausencia de árboles resulta llamativa, y pensamos que puede deberse a que no forma parte de la tradición productiva de la zona (y, probablemente, de muchas otras zonas del país). Los hábitats con árboles, en la mayoría de los casos, están asociados a la zona de viviendas y tienen un fin paisajístico o como proveedores de sombra para las personas. Solamente en dos predios la instalación de árboles es una práctica vinculada a lo productivo (cortinas protectoras de los cultivos y/o los animales). Por otra parte, solamente en dos predios el NSGA expresó tener conciencia y actuar en consecuencia, respecto a la importancia de conservar y propagar especies nativas; en general predominan exóticas como Casuarinas y Eucaliptos en las cortinas o pequeños rodales existentes, que son especies ampliamente disponibles, de rápido crecimiento y fácil manejo, por lo que históricamente han sido preferidas para este uso.

Dado que los árboles constituyen un recurso ecológico de gran valor - por su capacidad de capturar carbono y fijarlo en las capas más profundas del suelo, el efecto de sus raíces en la estructuración del suelo, la protección contra la erosión, la capacidad de albergar organismos de distintos niveles tróficos y distintos grupos funcionales, su influencia en el microclima y el brindar protección contra condiciones extremas de calor, frío o viento tanto a las plantas como a los animales-, promover la instalación de cortinas o franjas arbóreas, células agroforestales (Bizzozero et al., 2018) y diseños silvopastoriles en los predios con ganadería, puede contribuir a la mejora de la biodiversidad funcional y a la salud ecológica de los agroecosistemas.

En el país hay pocas experiencias de uso de árboles nativos en cortinas escalonadas y montes de abrigo (G. Firpo, comunicación personal, julio, 2023), con especies como *Quillaja brasiliensis*, *Ocotea acutifolia*, *Schinus molle*, en el estrato superior, y *Schinus longifolius*, *Scutia buxifolia* y diversas mirtáceas (*Myrcianthes cisplatensis*, *Eugenia uruguayensis*, *Myrrhinium atropurpureum* y *Blepharocalyx salicifolius*) en el estrato intermedio, y si bien el tiempo de implantación de la cortina es un poco más largo que el de casuarinas y eucaliptos, desde el punto de vista ecológico presentan ventajas, ya que brindan alimento y refugio a la fauna nativa, no producen compuestos alelopáticos como, por ejemplo, *Eucaliptus* sp. (May & Ash, 1990; Zhang & Fu, 2010) y compiten menos por el agua con pasturas o cultivos (Tavares Amazonas et al., 2018). También se han evaluado especies como el angico (*Parapiptadenia rigida*) y algarrobo (*Prosopis affinis*) en sistemas silvopastoriles (Bentancor Cabrera, 2015; Bennadji, 2012) con resultados que alientan a profundizar en los ensayos.

Considerando que numerosas investigaciones (Barrios et al., 2018; Bizzozero et al., 2018; Kuyah et al., 2016; Prevedello et al., 2018) destacan el impacto positivo de la integración de árboles en los sistemas hortícolas y ganaderos, tanto desde el punto de vista ecológico como económico-productivo, entendemos que sería pertinente promover más investigación aplicada a nivel nacional, que permita generar información sobre usos posibles de las distintas leñosas nativas, a la vez que difundir los pocos casos de éxito que existen, entre los productores.

% Seminatural

Si bien la proporción de áreas seminaturales, de acuerdo a las investigaciones ya citadas, sería suficiente en todos los predios relevados en relación al porcentaje que ocupan, nos parece pertinente realizar algunas recomendaciones sobre el posible manejo de estas áreas con el objetivo de contribuir a mejorar su calidad funcional, ya que la mayor superficie semi natural en todos los predios está representada por chacras viejas con *Cynodon dactylon* como especie dominante del tapiz (ver Figura 28).

Figura 28

Área seminatural en predio 12



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

La mayoría de la bibliografía sobre restauración ecosistémica aporta técnicas y experiencias desde la ecología, enfocándose en la regeneración de los ecosistemas originales, con un objetivo predominante de conservación. En este caso, el objetivo no necesariamente es la

recuperación del ecosistema original - algo que posiblemente no sea viable -, sino de la expresión de la biodiversidad funcional. Ello implica, crear condiciones propicias para la instalación de organismos que cubran los diferentes caracteres funcionales necesarios para que se produzcan los procesos y servicios ecosistémicos, y no es necesario que tales condiciones se asemejen a las del ecosistema original.

En nuestro país Pañella (2022) estudió las posibilidades de restauración espontánea y asistida de pastizales degradados, concluyendo, en primer lugar, que la primera alternativa es insuficiente para lograr una restauración. En cuanto a la restauración asistida, utilizó el método de cosecha de semillas en campo natural y su posterior dispersión sobre los pastizales degradados. Los resultados obtenidos son alentadores, por lo que es una alternativa en la que vale la pena profundizar con miras a la recuperación de los pastizales de la zona a estudio, fuertemente degradados por décadas de agricultura intensiva.

Otra de las estrategias, ampliamente citada en el campo de la agroecología y que entendemos viable para el caso que nos ocupa, es la instalación de árboles y arbustos con diferentes configuraciones (Benayas et al., 2008; Bizzozero et al., 2018; Heck et al. 2023; Leakey, 2014; Sahoo et al., 2022; Tácuna et al., 2015). Algunas de las prácticas sugeridas son lo que algunos llaman “células agroforestales” (Bizzozero et al., 2018), que integran cultivos hortícolas, arbustos y trepadoras perennes y árboles, otros les llaman “islotos” (Benaya et al., 2008), compuestos de muchos árboles nativos densamente plantados, y otros “núcleos” (Heck et al., 2023), que son similares a los islotos. Se ha comprobado que estas células, islotos o núcleos, contribuyen significativamente a la rehabilitación funcional, generando condiciones que aumentan la abundancia de organismos de distintos niveles tróficos y con diferentes caracteres funcionales, tanto sobre la superficie como en el suelo. Otras configuraciones sugeridas (Bizzozero et al., 2018) son:

1. las cortinas de viento multipropósito, con especies de soporte (de baja demanda de nutrientes y fácil instalación, como Casuarina o distintas Mimosas nativas), especies productivas (frutales) y arbustos o árboles pequeños que fijan nitrógeno y atraen polinizadores;
2. parcelas de proteína, instalando especies arbustivas con follaje nutritivo y apetecible para el ganado, como algunas leguminosas;
3. cultivo en callejones, con hileras de árboles instaladas cada 4-5 m, y camellones de cultivos hortícolas en medio;
4. zonas de amortiguación agroforestales (zonas buffer).

En el caso de montes nativos o remanentes, hay investigaciones que hacen referencia a la buena expansión espontánea de los mismos, la cual se incrementa significativamente al restringirse el pastoreo (Barrios Miller, 2022; Brazeiro et al., 2018; UTEC - Universidad Tecnológica - Uruguay, 2024). En los predios 05 y 09, por ejemplo, proteger del ganado

franjas que rodean bosques nativos, o incluso ejemplares aislados, permitiría su expansión sin necesidad de más intervención.

Índice de Calidad Funcional del Hábitat

En este indicador hubo valores muy distintos entre los agroecosistemas. Las consideraciones generales que se hacen a continuación, se profundizan en las recomendaciones por predios.

Por la forma en que fue diseñado este índice, un valor bajo puede indicar dos cosas: si se trata de un área no productiva, un ICH bajo indica cierto grado -más o menos intenso- de degradación del hábitat; si se trata de un hábitat productivo (horticultura, fruticultura o ganadería), el valor bajo indica que se aplican pocas prácticas de manejo agroecológicas. En ambos casos, un valor bajo señala posibilidades de mejora.

Las recomendaciones que se derivan son:

1. Para el caso de parches no explotados, buscar la recuperación de la funcionalidad a través de alguno de los métodos descritos en el punto anterior. Para ello hace falta, por un lado, profundizar en la investigación, lo que requiere de políticas públicas e instrumentos de apoyo encaminados a ese fin, Por otra parte, es necesario apoyar a los NSGA para viabilizar la implementación de las prácticas que se identifiquen como mejores, lo que implica tanto actividades de extensión como apoyo material. A modo de ejemplo, facilitando el acceso a material de propagación (semillas o plantines de especies nativas), o pagando subsidios por superficie regenerada, tal como se hace en muchos países. Otras medidas pueden focalizarse en fortalecer las organizaciones de agricultores/as para producir insumos, generar mecanismos para apropiarse y compartir conocimiento, entre otras acciones “horizontales” que promuevan la autonomía en estos procesos.
2. Para el caso de parches explotados, comenzar a incorporar más prácticas agroecológicas que se sabe mejoran la agrobiodiversidad funcional (policultivos, cultivos de cobertura, rotación de cultivos, abonos verdes, franjas empastadas, incorporación de compost, instalación de sistemas agroforestales). Esto se puede alentar con más difusión de información sobre casos de éxito.

6.2. Discusión y recomendaciones por agroecosistema

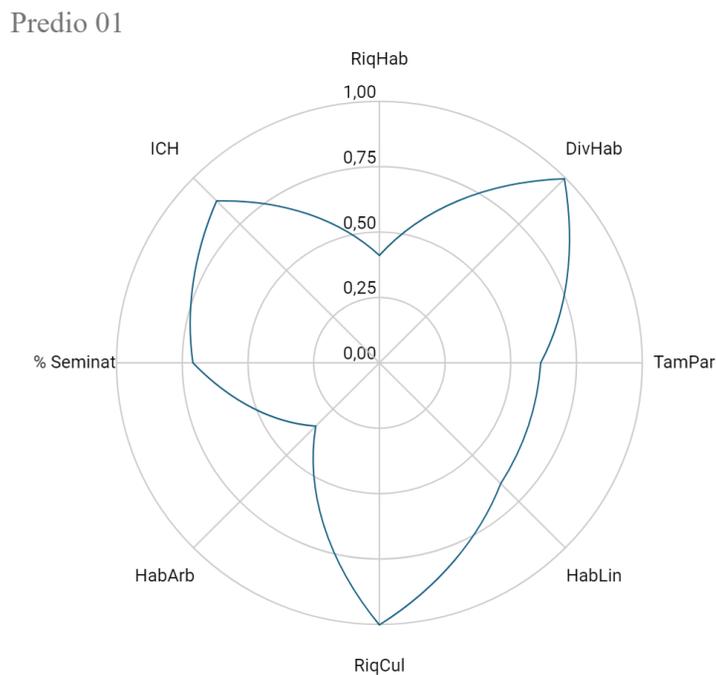
Tal como dijimos antes, así como la agroecología se sustenta en principios ecológicos y socioeconómicos, en las decisiones que toma cada NSGA intervienen criterios ecológicos, agronómicos, sociales, culturales y económicos. Las recomendaciones que realizamos a continuación contemplan, por los alcances de este trabajo, solamente aspectos ecológicos. Para que realmente tengan sentido, el NSGA deberá ponerlas en diálogo con su realidad y sus necesidades sociales y económicas, así como con la dimensión cultural: conocimientos, objetivos y valores.

Predio 01

En la Figura 29 se presentan los resultados de los indicadores para el predio 01. Es un agroecosistema con muy buen manejo de la biodiversidad. Entendemos que parece adecuado continuar con las prácticas de manejo que aplica actualmente el NSGA para conservar la buena biodiversidad funcional que se expresa hoy.

Figura 29

Indicadores estandarizados para el Predio 01



El uso generalizado de policultivos con especies de diferente estructura aérea y subterránea, la inclusión de plantas florales entomófilas y de especies perennes en los cuadros de hortalizas, la rotación con abonos verdes y la incorporación de compost al suelo, junto con un laboreo mínimo, la conservación de la cobertura espontánea entre canteros y el uso de mulching, son las principales prácticas que explican la buena expresión de biodiversidad.

El indicador más bajo es HabArb, indicando una oportunidad de fortalecer aún más la expresión de biodiversidad a partir de la instalación de elementos arbóreos asociados a los cultivos (como cortinas o en filas entre canteros).

Otra oportunidad de mejora es la integración de animales en el esquema productivo. Dado el tamaño reducido del área productiva, la cría de aves podría ser una alternativa a evaluar.

Finalmente, el área gestionada por el NSGA ocupa parte del total del predio, que es compartido por una comunidad. En una zona que actualmente no es gestionada por el NSGA,

pasa un arroyo (Arroyo Colorado, ver figura 30) y existen antecedentes de gestiones orientadas a mejorar su entorno, que no fue posible concretar. Hay una oportunidad para desarrollar un proyecto comunitario de mejora de la ribera, generando corredores biológicos desde allí hacia el resto del predio, el cual podría incluir la implantación de frutales o bosque comestible, lo cual, además contribuir a la biodiversidad funcional del predio, mejoraría la oferta de alimentos para los integrantes de la comunidad.

Figura 30

Imagen satelital del Predio 01



Nota. A la derecha, el área gestionada por el NSGA. En el extremo opuesto del predio, el arroyo con su monte ribereño. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGis, utilizando el complemento Quickmapservice

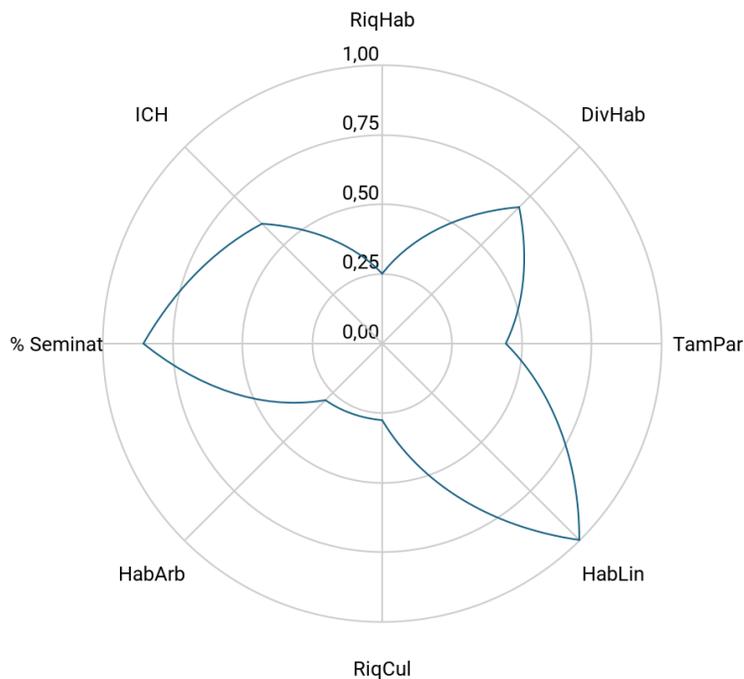
Predio 02

En la Figura 31 se presentan los indicadores estandarizados para el predio 02. En este caso, dos de los indicadores que dieron valores más bajos (RiqHab y RiqCul) están determinados por la extensa zona de chacra vieja no explotada que ocupa más de la mitad de la superficie del predio (ver Figura 32). Esa superficie no se explota por motivos personales de los integrantes del NSGA (edad avanzada, salud, poseen ingresos independientes del agroecosistema), por lo que lo que antes eran parcelas dedicadas a la horticultura en rotación con abonos verdes, actualmente es un pastizal donde domina la gramilla (*Cynodon dactylon*, especie exótica invasora), y por tanto, no tiene una gran calidad como hábitat seminatural, lo que baja también el puntaje del ICH.

Figura 31

Indicadores estandarizados para el Predio 02

Predio 02



En estos parches la recomendación sería aplicar alguna de las metodologías de recuperación de la biodiversidad funcional mencionadas en el punto 6.1. (cosecha y dispersión de semillas de campo natural o instalación de árboles en alguna de las configuraciones mencionadas).

De no resultar convenientes esas opciones para el NSGA, la cortina arbórea existente en parte del perímetro de esa parcela podría ser fuente de propágulos y generar un enriquecimiento funcional. Para ello, la intervención del NSGA debería enfocarse en controlar a las especies exóticas invasoras existentes (*Ligustrum lucidum*, *Fraxinus excelsior*) y favorecer la propagación de las nativas que también se encuentran presentes en la cortina (*Acca sellowiana*, *Eugenia uniflora*, *Schinus longifolius* y varias Poaceae).

Figura 32

Imagen satelital del Predio 02



Nota. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGis, utilizando el complemento Quickmapservice

El indicador *RiqCul* también da relativamente bajo debido a que, si bien se cultivan 17 especies, dado que más de la mitad del predio no se cultiva, la proporción de cultivos sobre el área total resulta baja. Si consideramos solamente el área cultivada (cerca de 0,7 ha), la cantidad de cultivos es alta, por lo que no parece pertinente realizar una recomendación al respecto.

Predio 03

En la Figura 33 se presentan los indicadores para este predio. Este agroecosistema tiene varias oportunidades de mejora de la biodiversidad funcional.

Si bien se cultivan 14 especies en el predio, más de la mitad de los parches son de cultivos únicos. Realizar policultivos ayudaría a mejorar la riqueza y calidad de los hábitats (*RiqHab* e *ICH*), por lo que una primera recomendación es ampliar el uso de policultivos.

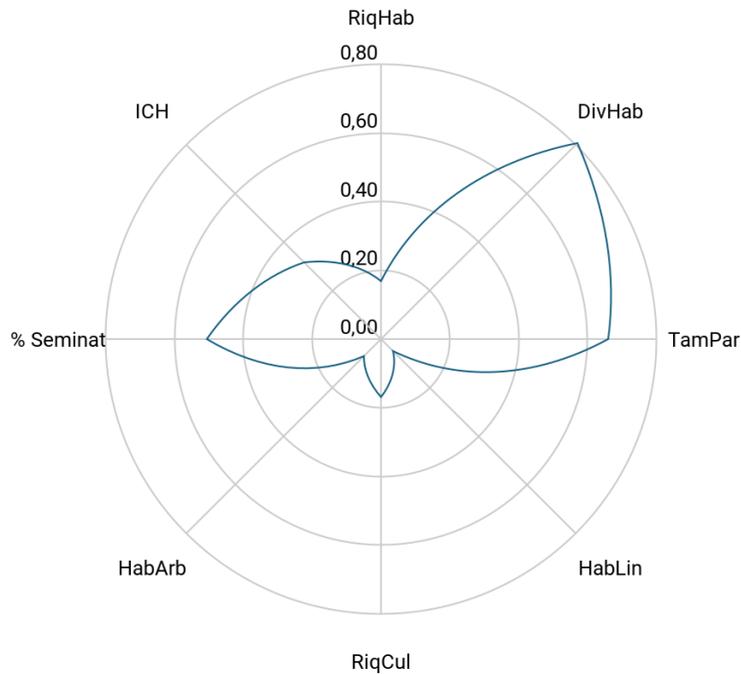
Otra práctica recomendable es la instalación de algunas especies perennes y especies florales entomófilas, tanto en invernáculos como en cuadros sin protección. En otros predios la presencia de aromáticas perennes (romero, tomillo), nativas perennes (mburucuyá), y florales como caléndulas, contribuyen a la protección de los cultivos, atracción de polinizadores y enemigos naturales, y aporte de estructuras aéreas y subterráneas diferentes, que generan mejores condiciones para la biodiversidad, y contribuyen así a la sanidad y vigor de los cultivos.

Por otra parte, es un predio con pocos árboles y pocos hábitats lineales (ver Figura 34). La instalación de cercos de arbustos y cortinas de árboles, o líneas de árboles entre canteros, sería otra práctica que mejoraría la estructura y funcionalidad del agroecosistema.

Figura 33

Indicadores estandarizados para el Predio 03

Predio 03



También el manejo de bordes empastados en torno y entre las parcelas de los diferentes cultivos, e incluso cada tantos canchales dentro del mismo cuadro, ayudarían a enriquecer la calidad de hábitats (*ICH*), la conectividad (*HabLin*) y la riqueza de hábitats (*RiqHab*).

Figura 34

Imagen satelital del Predio 03



Nota. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGIS, utilizando el complemento Quickmapservice

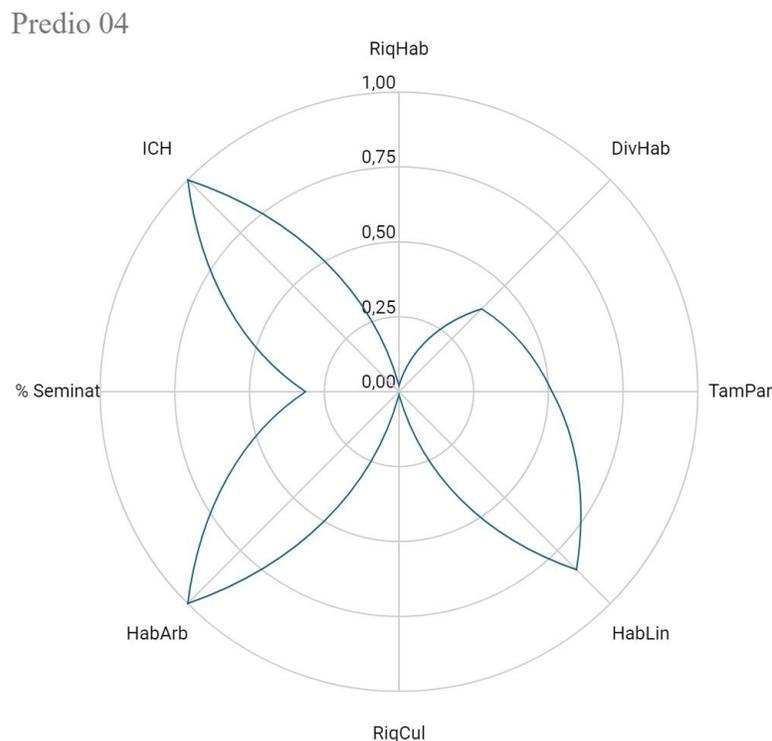
Predio 04.

Los indicadores más bajos de este predio (ver Figura 35) pueden mejorarse con una acción única: instalar nuevas especies de frutales. Con ello se lograría mejorar la *DivHab*, la *RiqHab* y la *RiqCul*, que son algunos de los indicadores más bajos. Además de favorecer la biodiversidad funcional, es una medida que podría llegar a mitigar posibles riesgos económicos.

Parte de los árboles que están en producción se acercan al final de su vida productiva, por lo que el NSGA podría considerar incluir otras especies de *Citrus* u otros frutales con pocos requerimientos de trabajo (como el pecan, *Carya illinoensis*) a la hora de reponerlos, o dejar áreas con árboles nativos cuya funcionalidad contribuye a los resultados productivos del sistema, teniendo en cuenta que, por limitaciones en la capacidad de trabajo, no cosecha todo lo que tiene plantado. Esta última medida, contribuiría a mejorar también el indicador *%Seminat*, que arrojó un puntaje bajo.

Figura 35

Indicadores estandarizados para el Predio 04



Como aspectos positivos de manejo a destacar, este es un predio donde la intervención humana sobre los hábitats cultivados se ha venido reduciendo al mínimo en los cuatro años que lleva produciendo de manera agroecológica. Esto hace que las perturbaciones en los

hábitats sean mínimos, y ello, sumado a la estructura rica de los mismos (generalmente con tres estratos: frutales, arbustos y pastos, más animales. Ver Figura 36), genera condiciones propicias para la instalación de muchos grupos funcionales. Por este motivo, el ICH es alto en el predio a pesar de la baja cantidad de especies cultivadas.

Figura 36

Hábitat en el Predio 04



Nota. Foto cedida por M. Guarini (comunicación personal, 2024)

Como comentario adicional, el NSGA en este predio viene realizando un trabajo de implantación de trepadoras florales en varios sitios, especialmente *Jasminum humile*, con el fin de atraer polinizadores y por disfrute estético. Una sugerencia sería recurrir a plantas nativas con similar belleza y profusa floración, como *Manettia cordifolia*, *Bignonia callistegioides*, *Combretum fruticosum*, *Vigna adenantha*, entre otras.

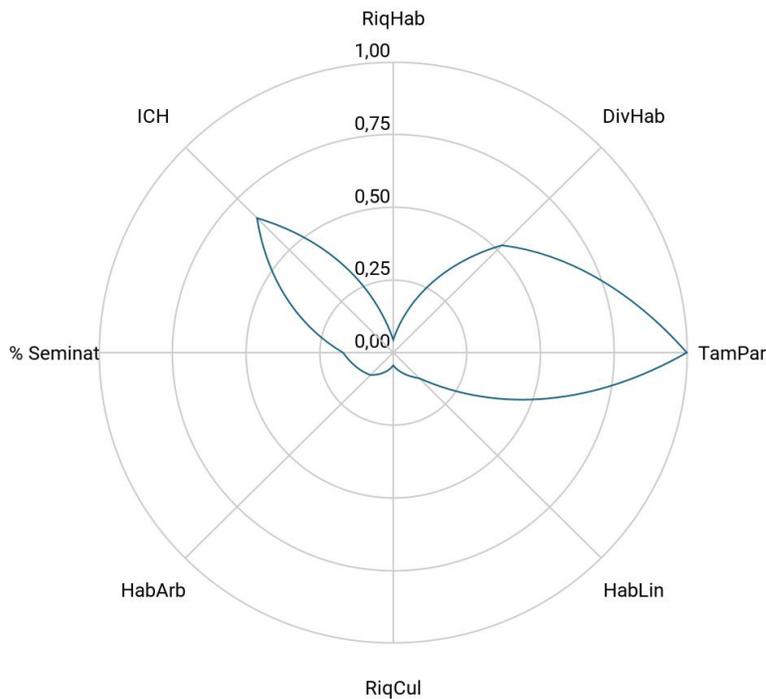
Predio 05

En la Figura 37 se presentan los indicadores para este predio. Se puede apreciar un ICH relativamente bueno, lo que resulta de la aplicación de numerosas prácticas agroecológicas en los parches dedicados a la producción hortícola: policultivos, rotación de cultivos, abonos verdes e incorporación de compost. Podría mejorarse aún más la biodiversidad funcional de dichos parches incorporando especies perennes y plantas que atraen polinizadores y controladores de plagas (por ejemplo, aromáticas perennes y florales entomófilas). A modo de ejemplo, ver una imagen comparativa de un invernáculo de este predio y del predio 01 (Figura 38).

Figura 37

Indicadores estandarizados para el Predio 05

Predio 05



Los indicadores más bajos se deben a:

1. reducida superficie no explotada, hace bajar el indicador *%Seminat*;
2. escasez relativa de árboles y de hábitats lineales en relación al tamaño del predio, hacen bajar los indicadores *HabArb* y *HabLin*;
3. más del 60% de la superficie se dedica a la ganadería y está ocupada por el mismo tipo de hábitat (praderas perennes de lotus, alfalfa, trébol rojo y trébol blanco, que al momento de la visita habían sufrido una invasión masiva de cardos), lo que hace bajar los indicadores *DivHab* y *RiqHab*.

La creación de más elementos lineales herbáceos, arbóreos o arbustivos en torno y entre los cuadros de cultivos y a los invernáculos, y en las áreas de ganadería, aportaría a la conectividad de los hábitats, promoviendo una mejor expresión de biodiversidad. Adicionalmente, la instalación de algún diseño silvopastoril en las parcelas destinadas a ganadería contribuiría a mejorar el bienestar animal y la productividad del ganado (Paruelo et al., 2022; Rivera et al., 2023) al moderar la temperatura, especialmente en verano.

Una buena práctica identificada en este agroecosistema y no utilizada en otros que practican ganadería, es la rotación de praderas con cultivos hortícolas. El NSGA rota cada 4 años las praderas de lotus, trébol y alfalfa con cultivo de especies de Cucurbita, que se beneficia con el nitrógeno acumulado por las leguminosas.

Figura 38

Diferencia de manejo en dos invernáculos



Nota. Izquierda: Predio 05. Invernáculo con policultivo de hortalizas de hoja. Derecha: Predio 01. Invernáculo policultivo con especies de estructura diferente, especies perennes y florales. Fotos cedidas por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023).

Predio 06.

Como se aprecia en la Figura 39, este agroecosistema tiene varias oportunidades de mejora de la biodiversidad. Una primera recomendación es ampliar el uso de policultivos. Más del 75% del área cultivada está ocupada por cultivos anuales únicos. Ampliar la práctica de policultivos a más superficie ayudaría a mejorar la riqueza y calidad de los hábitats (RiqHab e ICH)

También podría considerarse la posibilidad de incorporar algunos cultivos más, ya que se cultivan sólo cuatro especies de hortalizas (boniato, cebolla, zanahoria y zapallo cabutia). Otra alternativa es incorporar en los cuadros (en los bordes, en los extremos de canteros o entre canteros) plantas que atraen polinizadores y plantas perennes que brindan recursos a los enemigos naturales todo el año, de manera de enriquecer la biodiversidad y sus funciones asociadas, un tipo de práctica no aplicada por el NSGA (ver Figura 40).

El predio tiene pocos hábitats lineales y pocos árboles en general. Hay una cortina poco densa de molles (*Schinus longifolius*) y algunas palmeras butiá (*Butia capitata*) en una zona del predio, que el NSGA podría ir enriqueciendo y extendiendo con las mismas u otras especies nativas arbóreas y arbustivas, generando corredores donde pueden refugiarse distintos grupos funcionales de importancia para el funcionamiento ecológico del agroecosistema. A modo de ejemplo, algunas especies nativas como la Anacahuita (*Schinus molle*) o el Laurel negro

(*Ocotea acutifolia*). han sido utilizados en cortinas cortaviento con excelentes resultados en cuanto a supervivencia y velocidad de crecimiento (G. Firpo, comunicación personal, agosto, 2023), y representan un recurso ecológico de gran valor.

Figura 39

Indicadores estandarizados para el Predio 06

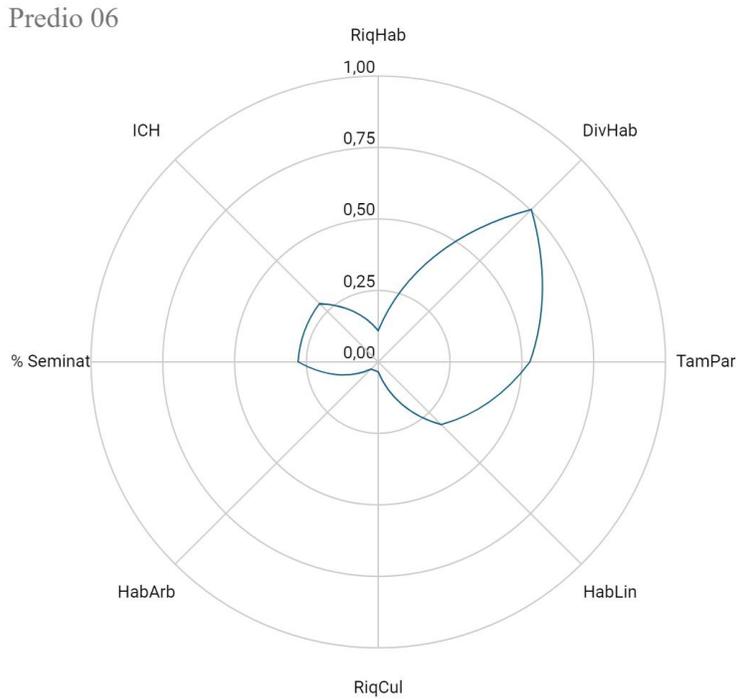


Figura 40

Predio 06. Cultivo de cebolla



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023).

También existen muchos arbustos nativos que pueden usarse para generar un borde forestal en dos estratos, que ofrezca mejor protección a cultivos o animales, y más recursos para la biota en general (ejemplo: chirca de monte *Dodonaea viscosa*). Adicionalmente, aplicar cualquiera de las prácticas mencionadas en las recomendaciones generales para mejorar el ICH (ver pp. 70 y 71), podría contribuir a mejorar, además, los indicadores *RiqHab* y *HabArb*.

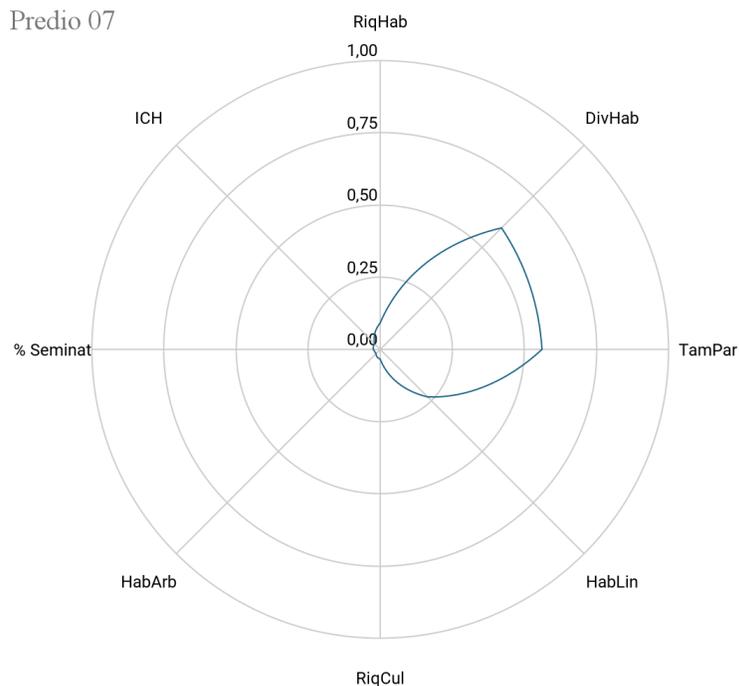
Predio 07

Este predio arrojó valores bajos en casi todos los indicadores (ver Figura 41) y un índice global inferior a los demás. Ello se debe a una combinación de factores:

1. Hay pocas especies cultivadas (6) en relación con la superficie total, todos los cuadros son monocultivos y no hay otro tipo de plantas asociadas a los cultivos, lo que resulta en una baja *RiqCul* y en una menor calidad de los hábitats cultivados, que contribuye a un bajo *ICH*.
2. Los parches utilizados para ganadería están degradados por sobrepastoreo, son homogéneos y grandes, con lo que se reducen los puntajes de *TamPar*, *ICH* y *RiqHab*.
3. Hay pocos hábitats lineales y pocos árboles en relación a la superficie del predio, con lo que arroja valores bajos de *LinHab* y *HabArb*.

Figura 41

Indicadores estandarizados para el Predio 07



Como principales recomendaciones para mejorar la expresión de biodiversidad funcional, sugerimos:

1. Analizar la posibilidad de incorporar algunos cultivos nuevos en rotación con los existentes. Como se dijo antes, podría comenzar con cuadros pequeños que le permitieran aprender a manejar el nuevo cultivo y evaluar los resultados de primera mano.
2. Realizar rotaciones con abonos verdes para interrumpir los ciclos de las posibles plagas y enfermedades del cultivo e incorporar materia orgánica al suelo.
3. Asociar a los cultivos plantas que atraen polinizadores y enemigos naturales. En otros predios utilizan como florales *Calendula sp.*, *Gazania sp.*, *Borrago officinalis*, que son rústicas y se propagan solas, por lo que alcanza con sembrar una vez y volverán a crecer cada año. También incorporar aromáticas perennes: *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula sp.*, *Mentha sp.*, *Thymus vulgaris* u *Origanum vulgare*.
4. Instalar algunas cortinas o árboles dispersos dentro de los parches destinados a ganadería. Con esto, además de mejorar la composición, estructura y funcionalidad de la biodiversidad en dichos hábitats, se proporciona refugio al ganado en invierno y en verano, mejorando el bienestar animal y la productividad.

Predio 08

Este agroecosistema tiene buenos valores de indicadores (ver Figura 42). El más bajo es RiqHab, en parte debido a lo ya comentado respecto al valor muy alto del Predio 11 para este indicador.

En el predio se vienen instalando muchos árboles nativos y exóticos en una zona relativamente alejada de los cultivos. Entendemos que una mejor práctica podría ser generar cercos con árboles nativos en los bordes de las parcelas cultivadas, de manera que la variedad de organismos que utilizan los árboles como hábitat, se encuentre cerca de los cultivos y puedan ejercer allí sus efectos benéficos (regulación del microclima, control de plagas, polinización).

En general, se observaron muy buenas prácticas a nivel de cultivos; por ejemplo, la instalación de filas de plantas florales entre canteros de hortalizas (Figura 43), la alternancia de filas de cultivo con franjas empastadas o con otros cultivos (por ejemplo, cebolla intercalada con habas, Figura 44), un buen manejo de suelos, y una buena planificación del uso de la tierra incluyendo rotaciones con abonos verdes, rotaciones de cultivos y descansos.

Figura 42

Indicadores estandarizados para el Predio 08

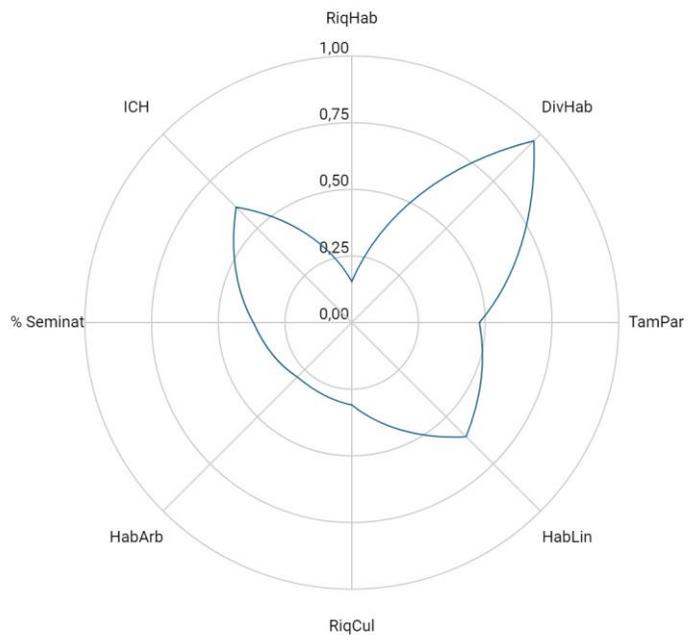


Figura 43

Cuadro de cultivo en el Predio 08



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Figura 44

Cuadro de cultivo en Predio 08



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

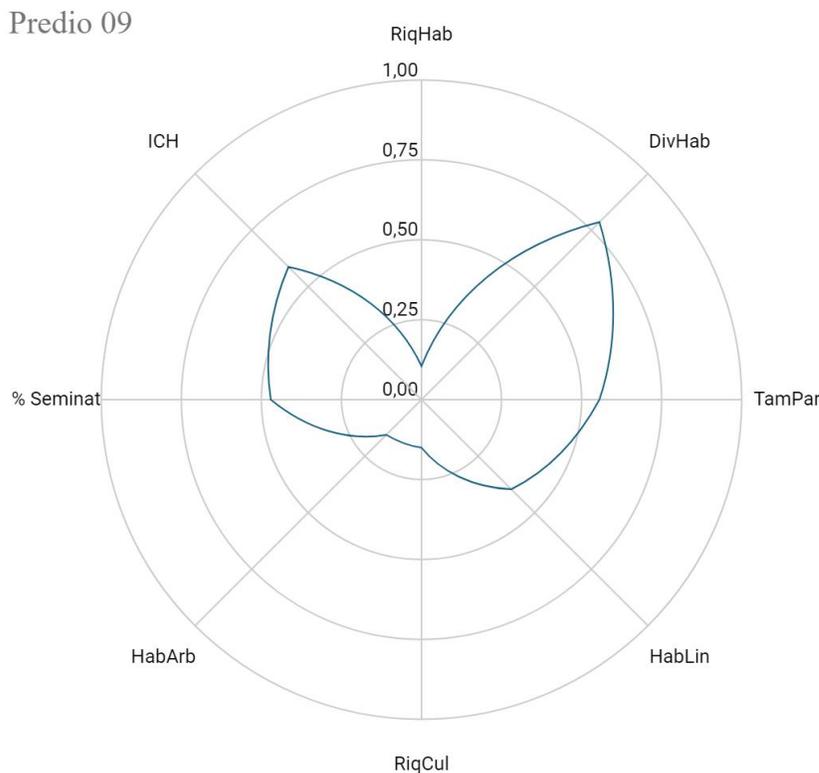
Predio 09

En la figura 45 se presentan los resultados de los indicadores para este predio.

Una recomendación concreta que ayudaría a mejorar los indicadores *ICH*, *RiqHab* y *RiqCul*, sería ir reemplazando cuadros de especies forrajeras de ciclo anual por especies perennes, integrando proporciones de los verdes de avena (en cuadros de ganadería) con praderas permanentes de más de una especie, que incluyan leguminosas. Con ello tendría más biodiversidad de especies cultivadas, menos perturbación del suelo y mejor aporte de materia orgánica y fijación de nitrógeno, con lo que elevaría la calidad de hábitat en las parcelas y generaría un nuevo tipo de hábitat que hoy no existe. Profundizando más en este sentido, la rotación de praderas con cultivos también es una práctica que potencia varios procesos ecosistémicos (ciclaje de nutrientes, captura de C en el suelo, interrupción de los ciclos de plagas y enfermedades) (Dumont et al., 2013).

Figura 45

Indicadores estandarizados para el Predio 09



Dado que el indicador *HabArb* también es bajo, una práctica recomendable sería generar cortinas de árboles nativos en los bordes de las parcelas utilizadas para ganadería y/o incorporar árboles dispersos dentro de las mismas. Generar elementos lineales arbóreos mejoraría la composición, la estructura y la funcionalidad de estos hábitats, además de

brindar sombra para el ganado que carece absolutamente de ella en las parcelas donde pastorea. Además, en el predio hay un recurso valioso que es un monte ribereño (ver Figura 46), que podría potenciarse restringiendo el acceso del ganado para permitir la propagación de las especies que lo conforman.

Figura 46

Monte ribereño en el Predio 09



Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Predio 10

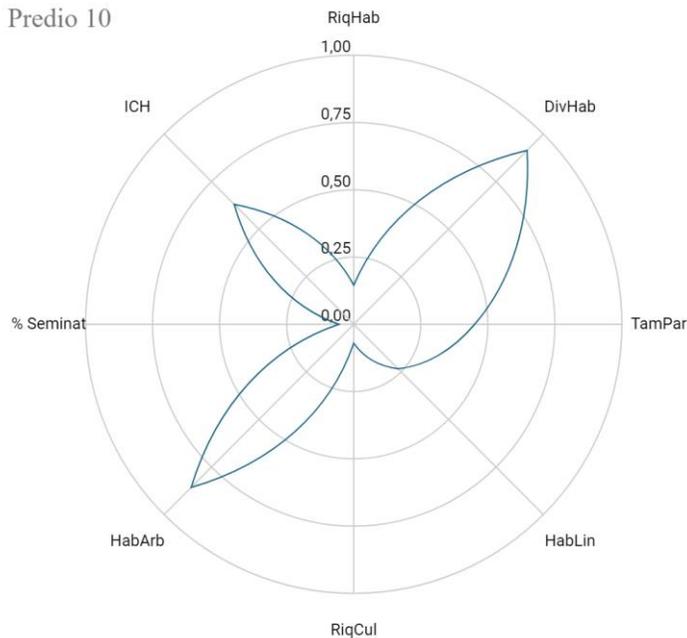
En la Figura 47 se presentan los indicadores para este predio.

Es un predio frutícola con una buena diversidad de hábitats que se explica por la existencia de muchos parches de tamaño similar con especies o variedades diferentes. Si bien el indicador *RiqCul* da un valor relativamente bajo, ello se debe en parte a que está siendo comparado con predios hortícolas, donde la propia dinámica de cultivos anuales permite una mayor variabilidad. En este agroecosistema se producen cuatro especies de frutas (manzana, durazno, pera y damasco) y más de una variedad de cada una (manzana Top Red, Red Chief, Gala y Granny Smith; pelón Caldesi, pera Williams y Packham; durazno Don Alberto y Dixieland) en una superficie de casi diez hectáreas. Una recomendación posible es comenzar a instalar *Citrus sp.*, de manera de abrir un nuevo rubro comercializable con una estacionalidad diferente a la de los frutales actuales, contribuyendo tanto a enriquecer la biodiversidad funcional del agroecosistema, como a mitigar riesgos y mejorar ingresos desde el punto de vista de la economía del NSGA. Con esta medida mejorarían los indicadores *RiqHab* y *RiqCul*. Otra alternativa que mejoraría estos indicadores y también el de

%Seminat, sería que el NSGA no repusiera todos los frutales viejos a medida que los elimina, y comenzara a generar áreas seminaturales que aportarían valor al agroecosistema desde el punto de vista de la mejora de los procesos ecosistémicos.

Figura 47

Indicadores estandarizados para el Predio 10



Otra recomendación es generar hábitats lineales, especialmente cortinas perimetrales multi-estrato, que además de mejorar la conectividad y funcionalidad del agroecosistema, constituirían una barrera protectora frente a la posible deriva de agroquímicos sintéticos del predio vecino. donde se realiza horticultura convencional (ver Figura 48).

Figura 48

Límite entre el Predio 10 y predio vecino

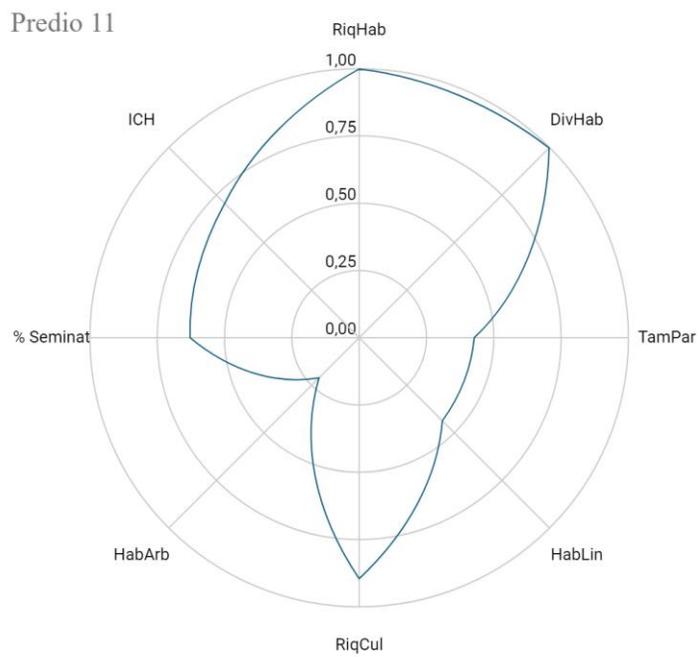


Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Predio 11

Este predio dio valores altos en la mayoría de los indicadores (ver Figura 49). Los dos más bajos (*HabLin* y *HabArb*) pueden mejorarse con la misma acción: implantando cortinas arbóreas y arbustivas en los límites del predio. Es un predio de pequeño tamaño (1,4 ha), por lo que instalar elementos lineales arbóreos entre parcelas podría ir en desmedro de la superficie destinada para producir (no sólo por el espacio que ocupan los árboles, sino por la sombra proyectada). Entre parcelas sería más adecuado generar elementos lineales herbáceos o arbustivos, que sirvan de refugio y fuente de recursos a diferentes taxones.

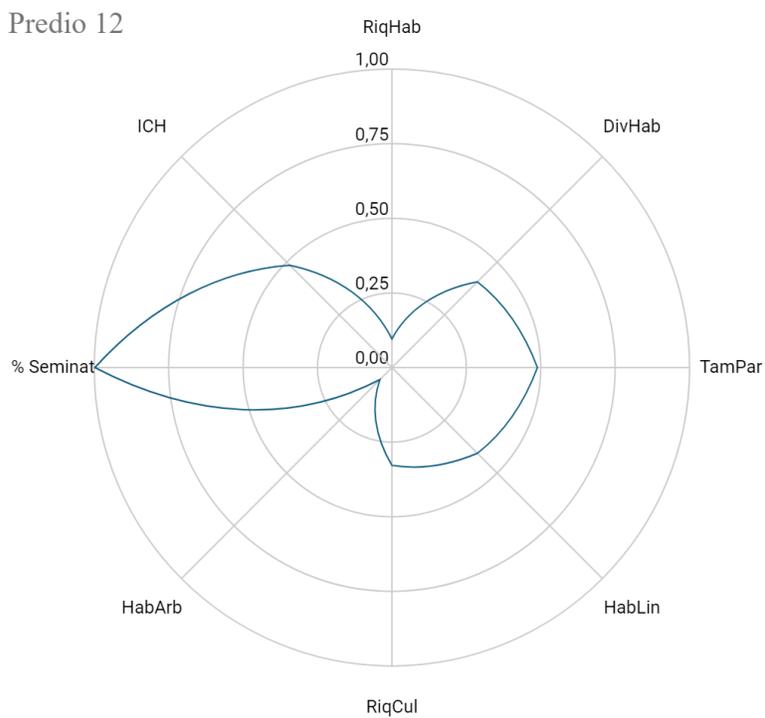
Los demás indicadores expresan un buen manejo de la agrobiodiversidad, por lo que parece adecuado continuar con las prácticas que aplica actualmente el NSGA, tales como policultivos, manejo de plantas de apoyo (entomófilas, plantas “trampa”, perennes), incorporación de compost, rotación con abonos verdes, entre otras. A modo de ejemplo, en el invernáculo que se ve en la Figura 50, están instalados los siguientes cultivos: perejil, mizuna, cebolla, rúcula, remolacha, acelga, apio, espinaca común y tetragonia y cuatro variedades de lechuga, acompañados con plantas que contribuyen al control de plagas y atracción de polinizadores.

Figura 49*Indicadores estandarizados para el Predio 11***Figura 50***Invernáculo policultivo en el Predio 11*

Nota. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

Predio 12

En este predio los indicadores *RiqHab* y *DivHab* mostraron valores bajos (ver Figura 51) debido a que, como ya se mencionó, hay un tipo de hábitat dominante que ocupa más de la mitad de la superficie del agroecosistema. En la Figura 52 se visualiza que el área de explotación hortícola se concentra en una superficie de poco menos de 3 hectáreas y las 8 hectáreas restantes son “chacra vieja”, con algunas variaciones en la cobertura de arbustos (chircas) según la cantidad de años que llevan sin ser explotadas. Esta superficie no está siendo explotada con fines productivos por el NSGA debido a que no disponen de capacidad de trabajo suficiente como para abarcar un área mucho mayor de la que actualmente explotan. Podría enriquecerse desde el punto de vista de la biodiversidad funcional, aplicando algunas de las prácticas mencionadas en las recomendaciones generales para el mejoramiento de la calidad de los hábitats. A modo de ejemplo, la instalación de algunas “células de paisaje autosuficientes” (Bizzozero et al., 2018), que integran en un espacio reducido varios estratos y plantas con diferentes funciones y estructuras (bulbos - trepadoras frutales - cobertoras), podría ser una opción atractiva para el NSGA ya que, si bien su instalación implica una inversión de trabajo inicial, luego requieren un mantenimiento mínimo. Dado que el NSGA dispone de numerosas especies ornamentales y productivas que no se aprovechan (están en macetas en los invernáculos, ver Figura 53), la inversión sería fundamentalmente de tiempo y en el mediano y largo plazo, podrían generar un enriquecimiento muy interesante desde el punto de vista de la diversidad funcional, con beneficios económicos y estéticos. Instalar estas células, también mejoraría el indicador *HabArb*, que es el más bajo de este agroecosistema.

Figura 51*Indicadores estandarizados para el Predio 12***Figura 52***Imagen satelital del Predio 12*

Nota. Se cargó la imagen de Google Satellite como capa en el software QGIS, utilizando el complemento Quickmapservice

Figura 53

Invernáculo en el predio 12



Nota. Numerosas especies ornamentales y productivas que podrían enriquecer los hábitats seminaturales. Foto cedida por A. Gómez Perazzoli (comunicación personal, 2023)

7. CONCLUSIONES

La primera conclusión a la que arribamos es que es posible evaluar la expresión de biodiversidad funcional en los agroecosistemas utilizando información y métodos accesibles para productores/as y técnicos/as que trabajan con ellos/as.

La metodología empleada permitió seleccionar un conjunto de variables que, de acuerdo con la bibliografía, pueden considerarse como indicadoras de biodiversidad funcional.

Fue posible medir en forma directa e indirecta la biodiversidad y calcular el valor de las variables escogidas para el conjunto de predios seleccionados con una dedicación de trabajo de alrededor de 6-8 horas por predio (incluyendo la visita al predio y el procesamiento de la información). En posteriores instancias que tuvieran como finalidad evaluar la evolución de los indicadores, el tiempo requerido sería menor, porque el mapeo de base ya estaría hecho y los equipos de trabajo mejor capacitados.

También se logró estandarizar las variables y llevarlas a una escala de valores que permitiera compararlas. En base a los resultados fue posible identificar las prácticas agroecológicas asociadas a la mejor expresión de la biodiversidad funcional.

El uso de indicadores estandarizados permite a los distintos actores (NSGA, técnicos, otros productores) visualizar información compleja en forma simple. Ello facilita la identificación de fortalezas y debilidades del predio en cuanto a expresión de biodiversidad y abre inmediatamente un espacio para la reflexión y la discusión, tanto al interior de cada agroecosistema como entre pares, sobre posibles medidas a tomar.

Además, los indicadores aplicados periódicamente, sirven como instrumento de monitoreo de la evolución del agroecosistema en cuanto a la gestión de la biodiversidad, resultando complementarios de otros indicadores, como los productivos, económicos y sociales.

Por otra parte, confirmamos la hipótesis que, aún dentro del mismo estilo de manejo agroecológico en predios certificados, efectivamente existen diferencias en la expresión de agrobiodiversidad entre los predios de la RAU relevados, y que las mismas se explican, en gran medida, por la diferente intensidad y modo de aplicación de las prácticas que contribuyen al cumplimiento de los principios agroecológicos.

En aquellos agroecosistemas donde se aplican más prácticas asociadas a los principios agroecológicos en todas las áreas explotadas, los indicadores y el índice global fueron superiores

Los resultados obtenidos y la interpretación realizada permiten tener elementos claros para realizar recomendaciones generales y por predio. Ello contribuye a retroalimentar el diseño y gestión de los sistemas prediales, en diálogo con el NSGA, la organización y técnicos/as

vinculados; este aspecto es fundamental para construir aprendizaje colectivo en el manejo agroecológico.

De ello se desprende que existen posibilidades de mejorar la expresión de la biodiversidad en los agroecosistemas de la RAU, tanto dentro del grupo relevado en este trabajo como en los demás miembros de la Red, promoviendo mejoras en la aplicación de prácticas que ya se realizan e incorporando nuevas prácticas de manejo que permitan un mayor grado de cumplimiento de los principios de la agroecología.

En relación a las prácticas, se hizo evidente que algunas son de aplicación universal (como el no uso de agroquímicos de síntesis), o muy extendida (como el uso de compost), otras tienen grados diferentes de aplicación (por ejemplo, el uso de policultivos, de cultivos de cobertura o mulching, la incorporación de abonos verdes, el manejo de arvenses o el uso de plantas auxiliares), y otras casi no se aplican (por ejemplo, la integración agroforestal, el manejo de la conectividad dentro del predio y con el paisaje, o la integración de la ganadería con la agricultura). Es importante incorporar este tipo de prácticas asociadas a los principios de la agroecología, para cubrir todas las funciones ecosistémicas asociadas a los mismos.

Por lo tanto, con relación a las recomendaciones, hay tres niveles de acción que permitirían mejorar la expresión de biodiversidad en los predios de la RAU: un primer nivel, es la amplia difusión de las prácticas de manejo que ya se aplican en varios agroecosistemas y que favorecen la funcionalidad ecosistémica, lo que podría potenciarse a través de visitas a predios seleccionados y el intercambio entre pares (tanto productores como técnicos). Un segundo nivel de acción, dirigido a incorporar prácticas agroecológicas menos difundidas (como el manejo de bordes y la creación de elementos lineales para incrementar la conectividad), requiere la difusión de conocimientos que ya existen en la academia o en experiencias de pocos productores, pero son poco aplicados por los miembros de la RAU. A la vez, esto requiere mayores esfuerzos de investigación en estos sistemas y estilos de manejo, lo que se vincula al tercer nivel de acción, dirigido a desarrollar prácticas poco difundidas en el país, como la integración agroforestal o silvopastoril con especies nativas. Para incorporarlas se requiere impulsar la investigación y generar ensayos a nivel local, ya que si bien hay información teórica de respaldo y experiencias en otros países, los casos en el país son muy escasos.

8. REFLEXIONES FINALES

Los resultados de este trabajo no hubieran sido posibles sin la disponibilidad y la participación de las productoras y los productores integrantes de los NSGA de los predios relevados. Toda la información relativa a cultivos, animales y prácticas de manejo surgió de las entrevistas con ellas y ellos, a las que fue posible acceder gracias a la confianza preexistente con la tutora y el co-tutor de esta tesis, que venían trabajando con la RAU desde tiempo atrás, y son referentes en agroecología. Es clave que exista cierto grado de conocimiento entre la persona que va a generar indicadores para un agroecosistema y el NSGA, y que previamente se comunique con claridad los objetivos de la entrevista, el tiempo que lleva, y la utilidad que podrían darle a los resultados, ya que se requieren alrededor de dos horas para la entrevista y la recorrida del predio.

Para hacer un relevamiento eficiente de la información, es fundamental organizarse previamente, contando con el mapa (imagen satelital o fotografía aérea) del predio con la delimitación de parches, y planillas para el levantamiento de la información a campo. Esto también requiere un contacto previo con el NSGA, para obtener el o los números de padrones que ocupa el agroecosistema y así poder ubicarlo en la imagen satelital y delimitar los parches. Ese contacto permite, además, adelantar información sobre la visita y coordinar una fecha.

Luego de calculados los indicadores, deberían presentarse los resultados en forma gráfica, y discutir con el NSGA lo que significa cada indicador y las posibles medidas a tomar para mejorarlos, ya que algo que resultó muy evidente, es que los criterios de decisión de cada núcleo son complejos. Al pensar medidas para mejorar los indicadores es necesario considerar todos los factores que condicionan al NSGA (socioculturales, económicos, agronómicos) y todos los principios agroecológicos, y ello necesariamente requiere de su participación.

Un aspecto que consideré incluir en el conjunto de indicadores y finalmente descarté para poner un límite al alcance de este trabajo, es el análisis del paisaje que circunda el agroecosistema y sus interacciones con él. Analizando la casuística de situaciones existentes, se podría calificar la influencia como positiva o negativa, con cinco grados de intensidad, y sumarlo como un indicador más de expresión de biodiversidad.

Otro tema que me despertó interés es la relación que puede haber (notamos algunos indicios de ello) entre los distintos perfiles socioculturales y económicos de los NSGA y el estilo de gestión, que a su vez se traduce en expresión de biodiversidad. Puede ser interesante una investigación multidisciplinaria sobre el tema, integrando la visión de las ciencias sociales y las ciencias naturales.

Finalmente, resulta evidente que es necesario ampliar y profundizar la investigación aplicada en agroecología, así como la difusión de conocimientos y prácticas agroecológicas hacia productores y productoras. En este sentido la academia y las organizaciones sociales vinculadas al tema, tienen un rol fundamental, y los gobiernos, la responsabilidad de crear las condiciones materiales para que sea posible. Aunque el país tiene un Plan Nacional para el Fomento de la Producción Agroecológica, si no se cuenta con los recursos y la orientación necesarios, junto con el fortalecimiento de agricultores/as y organizaciones que trabajan en agroecología, la transformación hacia una producción de alimentos sostenible posiblemente sea muy lenta.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre Méndez, S. (2007). *Evaluación de la sustentabilidad en predios hortícolas salteños* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri, <https://hdl.handle.net/20.500.12008/1836>
- Ahmed, K. S. D., Volpato, A., Day, M. F., Mulkeen, C. J., O'Hanlon, A., Carey, J., Williams, C., Ruas, S., Moran, J., Rotchés-Ribalta, R., ÓhUallacháin, D., Stout, J. C., Hodge, S., White, B., & Gormally, M. J. (2021). Linear habitats across a range of farming intensities contribute differently to dipteran abundance and diversity. *Insect Conservation and Diversity*, *14*(3), 335-347. <https://doi.org/10.1111/icad.12455>
- Alston, D. G. (1994). Effect of apple orchard floor vegetation on density and dispersal of phytophagous and predaceous mites in Utah. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *50*(1), 73-84. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90126-0](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90126-0)
- Altieri, M. A., Ponti, L., & Nicholls, C. I. (2005). Manipulating vineyard biodiversity for improved insect pest management: Case studies from northern California. *International Journal of Biodiversity Science & Management*, *1*(4), 191-203. <https://doi.org/10.1080/17451590509618092>
- Altieri, M. A., & Schmidt, L. (1985). Cover crop manipulation in northern California orchards and vineyards: Effects on arthropod communities. *Biological Agriculture & Horticulture*, *3*(1), 1-24. <https://doi.org/10.1080/01448765.1985.9754453>
- Artieda, O. (2008). Papel del suelo en el ciclo hidrológico. *Forum de Sostenibilidad*, (2), 19-31.
- Bailey, D., Billeter, R., Aviron, S., Schweiger, O., & Herzog, F. (2007). The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, *22*(3), 461-473. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9035-9>
- Baloriani, G. I., Marasas, M., Benamú, M. A., & Sarandón, S. J. (2010). Estudio de la macrofauna edáfica (orden Araneae), su riqueza y abundancia en invernáculos sujetos a un manejo convencional y en transición agroecológica. *Agroecología*, *5*, 33-40.
- Barrios, E., Valencia, V., Jonsson, M., Brauman, A., Hairiah, K., Mortimer, P. E., & Okubo, S. (2018). Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *14*(1), 1-16. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1399167>

- Barrios Miller, M. (2022). *Restauración activa y pasiva de bosque parque talado en el litoral oeste de Uruguay* [Trabajo final de grado]. Universidad de la República.
- Belfrage, K., Björklund, J., & Salomonsson, L. (2005). The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a swedish landscape. *Ambio*, 34(8), 582-588. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.582>
- Benayas, J. M. R., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336. <https://doi.org/10.1890/070057>
- Bennadji, Z. (2012). Diversificación de especies forestales en Uruguay: Avances y perspectivas. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Diversificación de especies forestales en zona litoral* (pp. 5-12). <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/9337/1/SAD-697p5-12.pdf>
- Bennett, A. F., Radford, J. Q., & Haslem, A. (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133(2), 250-264.
- Bentancor Cabrera, A. (2015). *Evaluación de angico (Parapiptadenia rigida) y leucaena (Leucaena leucocephala) como especies potenciales a incluir en sistemas de silvopastoreo intensivo* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/8720>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bickerton, M. W., & Hamilton, G. C. (2012). Effects of intercropping with flowering plants on predation of *Ostrinia nubilalis* (Lepidoptera: Crambidae) eggs by generalist predators in bell peppers. *Environmental Entomology*, 41(3), 612-620. <https://doi.org/10.1603/EN11249>
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., Keyser, S. R., Khursigara, A. J., Lu, K., Muth, A. F., Negrete, B., & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, 11(7), Artículo e03184. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- Birrer, S., Zellweger-Fischer, J., Stoeckli, S., Korner-Nievergelt, F., Balmer, O., Jenny, M., & Pfiffner, L. (2014). Biodiversity at the farm scale: A novel credit point system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 195-203. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.008>

- Bizzozero, F., Carro, G., & Guazelli, M. J. (2018). *Sistemas agroforestales agroecológicos: Bioma Pampa*. Centro Ecológico; CEUTA.
- Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., Ruggia, A., Scarlato, S., Tiscornia, G., García, F., & Aguerre, V. (2016). Ecosystem Integrity Index: A new tool for ecosystem services evaluation in livestock production systems. En A. Iwaasa, H. A. Lardner, W. Willms, M. Schellenberg, & K. Larson (Eds.) *Proceedings of the 10th International Rangeland Congress: The Future Management of Grazing and Wild Lands in a High-Tech World* (pp. 448-449).
<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/5937/1/Blumetto-O.-2016.-Proc.10th-Rang.Cong..pdf>
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., & Plantureux, S. (2008). Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(1), 139-149.
<https://doi.org/10.1051/agro:2007052>
- Borrelli, P., & Oliva, G. (2001). Evaluación de pastizales. En P. Borrelli & G. Oliva (Eds.), *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral* (pp. 163-168). Centro Regional Patagonia Sur INTA.
- Brazeiro, A., Brussa, P., & Toranza, C. (2018). Efectos del ganado en la dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas*, 27(3), 14-23. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1470>
- Burel, F., & Baudry, J. (2005). Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators*, 5(4), 305-313. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.04.002>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
<https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Ceccon, E. (2008). La revolución verde tragedia en dos actos. *Ciencias*, 1(91), 21-29.
- Cotes, B., González, M., Benítez, E., De Mas, E., Clemente-Orta, G., Campos, M., & Rodríguez, E. (2018). Spider communities and biological control in native habitats surrounding greenhouses. *Insects*, 9(1), Artículo e33.
<https://doi.org/10.3390/insects9010033>
- Declaration of the International Forum for Agroecology, Nyéléni, Mali: 27 February 2015. (2015). *Development*, 58(2-3), 163-168. <https://doi.org/10.1057/s41301-016-0014-4>

- Dennis, P., Arndorfer, M., Balázs, K., Bailey, D., Boller, B., Bunce, R. G. H., Centeri, C., Corporaal, A., Cuming, D., Deconchat, M., Dramstad, W., Elyakime, B., Falusi, E., Fjellstad, W., Fraser, M., Freyer, B., Friedel, J., Geijzendorffer, I., Jongman, R., ... Wolfrum, S. (2009). *Conceptual foundations for biodiversity indicator selection for organic and low-input farming systems*.
https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/en/home/publications/publication-search/_jcr_content/par/externalcontent.bitexternalcontent.exturl.pdf/aHR0cHM6Ly9pcmEuYWdyb3Njb3BILmNoL2VuLVVTL0FqYXgvRW/luemVscHVibGlrYXRpb24vRG93bmxvYWQ_ZWluemVscHVibGlr/YXRpb25JZD0yNjI0Mg==.pdf
- Díaz, S., Lavorel, S., Chapin, F. S., Tecco, P. A., Gurvich, D. E., & Grigulis, K. (2007). Functional diversity — at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. En J. G. Canadell, D. E. Pataki, & L. F. Pitelka (Eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world* (pp. 81-91). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-540-32730-1_7
- Dirección General de Recursos Naturales. (s.f.). *Coneat, carta de suelos y cartografía de campo natural*. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/carta-suelos-escala-140000>
- Dogliotti, S., Bacigalupe, G. F., Barreto, M., Chiappe, M., Corral, J., Dieste, J. P., Abedala, C., Aguerre, V., Albín, A., Alliaume, F., Alvarez, J., García de Souza, M. C., Leoni, C., Malán, I., Mancassola, V., Pedemonte, A., Peluffo, S., Pombo, C., ... & Scarlato, M. (2012). *Desarrollo sostenible de sistemas de producción hortícolas y hortícola-ganaderos familiares: Una experiencia de co-innovación*. INIA.
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (1998). In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, 7, 297-309.
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Biodiversity indicators: The choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1-3), 87-98.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00072-0)
- Dumont, A. M., Vanloqueren, G., Stassart, P. M., & Baret, P. V. (2016). Clarifying the socioeconomic dimensions of agroecology: Between principles and practices. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(1), 24-47.
<https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1089967>
- Dumont, A. M., Wartenberg, A. C., & Baret, P. V. (2021). Bridging the gap between the agroecological ideal and its implementation into practice. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(3), Artículo e32. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00666-3>

- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., & Tichit, M. (2013). Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7(6), 1028-1043. <https://doi.org/10.1017/S1751731112002418>
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K. F., Mitchell, S., & Tischendorf, L. (2015). Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 219-234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>
- Ferreira Neto, P., Del'Arco, C., Sanches, Matto, C., Monteiro, D., Martins, G., Telles, L., Silveira, L., & Petersen, P. (2023). *Método Lume: Procedimientos e instrumentos para el análisis de sostenibilidad de agroecosistemas*. CIPCA.
- Finch, D., Schofield, H., & Mathews, F. (2020). Habitat associations of bats in an agricultural landscape: Linear features versus open habitats. *Animals*, 10(10), Artículo e1856. <https://doi.org/10.3390/ani10101856>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Franklin, J. F., Cromack, K., Denison, W., McGee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F., & Juday, G. (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests*. USDA. <https://play.google.com/books/reader?id=X4il2ulNPHMC&pg=GBS.PP1&hl=es>
- Gabarra, R., Alomar, Ò., Castañé, C., Goula, M., & Albajes, R. (2004). Movement of greenhouse whitefly and its predators between in- and outside of Mediterranean greenhouses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102(3), 341-348. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.08.012>
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Leonhardt, S. D., Aizen, M. A., Blaauw, B. R., Isaacs, R., Kuhlmann, M., Kleijn, D., Klein, A. M., Kremen, C., Morandin, L., Scheper, J., & Winfree, R. (2014). From research to action: Enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 439-447. <https://doi.org/10.1890/130330>

- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissière, B. E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., Ngo, H. T., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J., An, J., Blochtein, B., Buchori, D., Chamorro García, F. J., Da Silva, F. O., Devkota, K., Ribeiro, M. de F., Freitas, L., Gaglianone, M. C., ... Zhang, H. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271), 388-391. <https://doi.org/10.1126/science.aac7287>
- Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Miguez, F. E., Bartomeus, I., Orr, M. C., Jobbágy, E. G., Kremen, C., Schulte, L. A., Hughes, A. C., Bagnato, C., Abramson, G., Bridgewater, P., Carella, D. G., Díaz, S., Dicks, L. V., Ellis, E. C., Goldenberg, M., Huaylla, C. A., Kuperman, M., ... Zhu, C. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2), Artículo e12773. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Gauthier, J., & Pavarotti, V. (Eds.). (2018). *Los principios de la agroecología: Hacia sistemas alimentarios justos, resilientes y sostenibles*. CIDSE. https://www.cidse.org/wp-content/uploads/2018/04/ES_Los_Principios_de_la_Agroecologia_CIDSE_2018.pdf
- Gazzano Santos, I., Achkar, M., Apezteguía, E., Ariza, J., Gómez Perazzoli, A., & Pivel, J. (2020). Ambiente y crisis en Uruguay: La agroecología como construcción contrahegemónica. *Revista de Ciencias Sociales*, 34(48), 13-40. <https://doi.org/10.26489/rvs.v34i48.1>
- Gómez Giraldo, L. J. (2013). La revolución verde en el contexto de la crisis ambiental. *Academia Colombiana de Ciencias Veterinarias*, 4(1), 13-33.
- Gómez Perazzoli, A., Gazzano Santos, I., & Dieguez Camerón, F. (2024). Agricultura familiar agroecológica en Uruguay, aportes innovadores y contra-hegemónicos para la sustentabilidad. *Agrociencia (Uruguay)*, 28(48), Artículo e1140. <https://doi.org/10.31285/AGRO.28.1140>
- Gómez Pesantes, L., & Lara Cedeño, R. (2016). *Efecto de cultivos de cobertura en el control de malezas, aporte de materia seca y la biodiversidad de artrópodos del suelo* [Trabajo final de grado, Escuela Agrícola Panamericana]. Biblioteca Digital Zamorano. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/6b012576-0b1f-45d1-94a9-9890296f236e/content>
- Gomiero, T., Pimentel, D., & Paoletti, M. G. (2011). Environmental impact of different agricultural management practices: Conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(1-2), 95-124. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.554355>

- Heck, A. C., Schmitt Filho, A. L., Rosumek, F. B., Farley, J., Sinisgalli, P. A., & Joner, F. (2023). Ecological rehabilitation through agroecological applied nucleation: Ant richness and diversity in silvopastoral system with nuclei. *Social Science Research Network*. Publicación anticipada en línea. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4593555>
- Herzog, F., Balazs, K., Dennis, P., Friedel, J., Geijzendorffer, I., Jeanneret, P., Kainz, M., & Pointereau, P. (Eds.). (2012). *Biodiversity indicators for European farming systems*. ART.
- Herzog, F., Lüscher, G., Arndorfer, M., Bogers, M., Balázs, K., Bunce, R. G., Dennis, P., Falusi, E., Friedel, J. K., Geijzendorffer, I. R., Gomiero, T., Jeanneret, P., Moreno, G., Oschatz, M.-L., Paoletti, M. G., Sarthou, J.-P., Stoyanova, S., Szerencsits, E., Wolfrum, S., ... & Bailey, D. (2017). European farm scale habitat descriptors for the evaluation of biodiversity. *Ecological Indicators*, 77, 205-217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.010>
- Iermanó, M. J. (2019). *Guía metodológica para la aplicación del Método LUME: Análisis Económico-Ecológico de Agroecosistemas*. AS-PTA. <https://incupo.org.ar/wp-content/uploads/2020/10/Guia-Metodologica-Metodo-LUME-en-castellano-Version-final.pdf>
- Iermanó, M. J., Paleologos, M. F., & Sarandón, S. J. (2020). Biodiversidad funcional: Comprensión y evaluación para el manejo agroecológico. En S. J. Sarandón (Coord.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp. 268-293). Edulp.
- Iermanó, M. J., Sarandón, S. J., Tamagno, L. N., & Maggio, A. D. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 114(1), 1-14.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D. U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B., & Gaillard, G. (2014). An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46, 224-231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Balmer, O., Birrer, S., & Pfiffner, L. (2013). The credit point system: An innovative approach to enhance biodiversity on farmland. *Aspects of Applied Biology*, 118, 23-30.
- Jonsen, I. D., & Fahrig, L. (1997). Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12(3), 185-197. <https://doi.org/10.1023/A:1007961006232>

- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A. J., Settele, J., Kremen, C., & Dicks, L. V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters*, 20(5), 673-689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kremen, C., & Miles, A. (2012). Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: Benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society*, 17(4), Artículo e40. <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>
- Kuyah, S., Öborn, I., Jonsson, M., Dahlin, A. S., Barrios, E., Muthuri, C., Malmer, A., Nyaga, J., Magaju, C., Namirembe, S., Nyberg, Y., & Sinclair, F. L. (2016). Trees in agricultural landscapes enhance provision of ecosystem services in Sub-Saharan Africa. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(4), 255-273. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1214178>
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 175-201. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175>
- Leakey, R. R. B. (2014). The role of trees in agroecology and sustainable agriculture in the tropics. *Annual Review of Phytopathology*, 52, 113-133. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-102313-045838>
- Lin, B. B. (2011). Resilience in agriculture through crop diversification: Adaptive management for environmental change. *BioScience*, 61(3), 183-193. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4>
- López-Ridaura, S., Van Keulen, H., Van Ittersum, M. K., & Leffelaar, P. A. (2005). Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environment, Development and Sustainability*, 7(1), 51-69. <https://doi.org/10.1007/s10668-003-6976-x>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Magrath, A., Giménez, A., Allen-Perkins, A., Garibaldi, L., & Bartomeus, I. (2021). Increasing crop richness and reducing field sizes provides higher yields. *Authorea*. Publicación anticipada en línea. <https://doi.org/10.22541/au.163766296.64355133/v1>

- Manhoudt, A., & De Snoo, G. (2003). A quantitative survey of semi-natural habitats on dutch arable farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 97(1-3), 235-240.
- Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M. P. D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S. G., Smith, H. G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G. K. S., Asís, J. D., Aviron, S., Balzan, M. V., ... & Stefan Dewenter, I. (2019). The interplay of landscape composition and configuration: New pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, 22(7), 1083-1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I., & García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: El papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3), 69-80.
- Martino, D. (Coord.), García de Souza, M. L., Justo, C., & Miguel, C. (2019). *Análisis de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) en bosques nativos del Uruguay en base a parcelas del Inventario Forestal Nacional*. REDD+; MGAP; MVOTMA.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., & Swift, M. J. (1997). Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277(5325), 504-509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- May, F. E., & Ash, J. E. (1990). An assessment of the allelopathic potential of Eucalyptus. *Australian Journal of Botany*, 38(3), 245-254. <https://doi.org/10.1071/BT9900245>
- Mellink, E., Riojas-López, M. E., & Cárdenas-García, M. (2017). Biodiversity conservation in an anthropized landscape: Trees, not patch size drive, bird community composition in a low-input agro-ecosystem. *PLOS ONE*, 12(7), Artículo e0179438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179438>
- Mendenhall, C. D., Shields-Estrada, A., Krishnaswami, A. J., & Daily, G. C. (2016). Quantifying and sustaining biodiversity in tropical agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(51), 14544-14551. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604981113>
- Messelink, G. J., Lambion, J., Janssen, A., & Van Rijn, P. C. J. (2021). Biodiversity in and around greenhouses: Benefits and potential risks for pest management. *Insects*, 12(10), Artículo e933. <https://doi.org/10.3390/insects12100933>
- Mirafuentes de la Rosa, C., & Salazar Suárez, M. (2022). La Revolución Verde y la soberanía alimentaria como contrapropuesta. *Veredas*, 42, 104-131.

- Moreira, F., Huising, E. J., & Bignell, D. E. (Eds.). (2012). *Manual de Biología de Suelos Tropicales: Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo*. Semarnat; INE. https://books.google.com.uy/books?id=m-QMZaBiP0YC&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. CYTED; UNESCO; S.E.A.
- Nicholls, C. I., Altieri, M., & Vázquez, L. (2015). Agroecología: Principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas. *Revista Ecosistemas*, 10(1), 61-72.
- Nicholls, C. I., Altieri, M., & Vázquez, L. (2016). Agroecology: Principles for the conversion and redesign of farming systems. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 55(1), Artículo e010. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.S5-010>
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Östman, Ö. O., Ekbom, B., Bengtsson, J., & Weibull, A.-C. (2001). Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, 11(2), 480-488. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0480:LCAFPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0480:LCAFPI]2.0.CO;2)
- Paleologos, M. F., Iermanó, M. J., & Gargoloff, N. A. (2020). El componente heterotrófico de la biodiversidad. En S. J. Sarandón (Coord.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp. 135-179). Edulp.
- Pañella, P. (2022). *Perspectiva de restauración espontánea y asistida en pastizales del Uruguay* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/35442>
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4(s1), s29-s38. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x>
- Paruelo, J., Ciganda, V., Gasparri, I., & Panizza, A. (2022). *Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay*. INIA. <http://doi.org/10.35676/INIA/ST.261>
- Pérez Toffoletti, J., & Sarandón, S. (2020). El rol de los polinizadores en los agroecosistemas: un componente esencial de la biodiversidad. En S. J. Sarandón (Coord.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp. 190-217). Edulp.

- Petersen, P., Silveira, L., Fernandes, G. B., & De Almeida, S. G. (2020). *Lume: A method for the economic-ecological analysis of agroecosystems*. Coventry University; AS-PTA. <https://aspta.org.br/files/2015/05/Lume-a-method-for-the-economic-ecological-analysis-of-agroecosystems.pdf>
- Petersen, P., Silveira, L., Fernandes, G. B., & De Almeida, S. G. (2021). *LUME: Método de análisis económico-ecológico de agroecosistemas*. AS-PTA. https://aspta.org.br/files/2015/05/LUME_ESP_V_Final.pdf
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Ngo, H. T. (Eds.). (2017). *The assessment report on pollinators, pollination and food production*. IPBES. https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/519227/1/individual_chapters_pollination_20170305.pdf
- Prevedello, J. A., Almeida-Gomes, M., & Lindenmayer, D. B. (2018). The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 205-214. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12943>
- Quinn, J. E., Brandle, J. R., & Johnson, R. J. (2013). A farm-scale biodiversity and ecosystem services assessment tool: The healthy farm index. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 11(2), 176-192. <https://doi.org/10.1080/14735903.2012.726854>
- Rivera, J., Viñoles, C., Fedrigo, J., Bussoni, A., Peri, P., Colcombet, L., Murgueitio, E., Quadrelli, A., & Chará, J. (Eds.). (2023). *Sistemas silvopastoriles: Hacia una diversificación sostenible*. CIPAV.
- Rosset, P., & Altieri, M. A. (2018). *Agroecología: Ciencia y política*. Icaria.
- Rüdiger, J., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2012). Distance to nature: A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15(1), 208-216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>
- Sahoo, G., Wani, A. M., Sharma, A., & Rout, S. (2022). Agroforestry for forest and landscape restoration. *International Journal of Advance Study and Research Work*, 5(9), 36-42. <https://www.ijasrw.com/pdf/Finalorg/2022/ijl167.pdf>
- Sánchez de Prager, M. (2018). *Aportes de la biología del suelo a la agroecología*. Universidad Nacional de Colombia.
- Sarandón, S. J. (2020). Agrobiodiversidad, su rol en una agricultura sustentable. En S. J. Sarandón (Coord.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp. 13-36). Edulp.

- Schonbeck, M., Jerkins, D., & Lowell, V. (2019). *Soil health and organic farming: Understanding and optimizing the community of soil life*. Organic Farming Research Foundation. https://ofrf.org/wp-content/uploads/2019/09/Soil_Biology_Guide.pdf
- Schweiger, O., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., & Bugter, R. (2005). Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1129-1139. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01085.x>
- Senra, A. (2009). Impacto del manejo del ecosistema del pastizal en la fertilidad natural y sostenibilidad del suelo. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 13(2), 3-16.
- Sevilla Guzmán, E., & Soler Montiel, M. M. (2010). Agroecología y soberanía alimentaria: Alternativas a la globalización agroalimentaria. En Instituto Andaluz de Patrimonio Histórico (Ed.), *Patrimonio cultural en la nueva ruralidad andaluza* (pp. 191-217). Junta de Andalucía; Consejería de Cultura.
- Shrewsbury, P. M., Lashomb, J. H., Hamilton, G. C., Zhang, J., Patts, J. M., & Casagrande, R. A. (2004). The influence of flowering plants on herbivore and natural enemy abundance in ornamental landscapes. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 30(1), 23-33.
- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., & Sauphanor, B. (2010). Biodiversity and pest management in orchard systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 139-152. <https://doi.org/10.1051/agro/2009013>
- Sistema Nacional de Información Geográfica. (2023). *Búsqueda de padrones*. MGAP. <https://web.snig.gub.uy/arcgisportal/apps/MinimalGallery/index.html?appid=86c3cd ebfe8d4e128f90994f0c68e15c#viewer=d7d7c48d250c454594837c9af250b73f>
- Tácuna, R. E., Aguirre, L., & Flores, E. R. (2015). Influencia de la revegetación con especies nativas y la incorporación de materia orgánica en la recuperación de pastizales degradados. *Ecología Aplicada*, 14(2), 191-200. <https://doi.org/10.21704/rea.v14i1-2.95>
- Tajmiri, P., Ashgar, S., Golizadeh, A., & Nouri-Ganbalani, G. (2017). Effect of strip-intercropping potato and annual alfalfa on populations of *Leptinotarsa decemlineata* Say and its predators. *International Journal of Pest Management*, 63(4), 273-279. <http://dx.doi.org/10.1080/09670874.2016.1256513>

- Tasser, E., Rüdiger, J., Plaikner, M., Wezel, A., Stöckli, S., Vincent, A., Nitsch, H., Dubbert, M., Moos, V., Walde, J., & Bogner, D. (2019). A simple biodiversity assessment scheme supporting nature-friendly farm management. *Ecological Indicators*, 107, Artículo e105649. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105649>
- Tattersall, F. H., Macdonald, D. W., Hart, B. J., Johnson, P., Manley, W., & Feber, R. (2002). Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 643-652. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00741.x>
- Tavares Amazonas, N., Forrester, D. I., Silva Oliveira, R., & Brancalion, P. (2018). Combining Eucalyptus wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability. *Forest Ecology and Management*, 418, 34-40.
- Tengö, M., & Belfrage, K. (2004). Local management practices for dealing with change and uncertainty: A cross-scale comparison of cases in Sweden and Tanzania. *Ecology and Society*, 9(3), Artículo e4. <https://doi.org/10.5751/ES-00672-090304>
- Terashima, M., Camps, N., Bembassat, M., Gorosito, N., & Clemente, S. (2015). *La asociación de especies vegetales como estrategia que promueve la presencia de artrópodos en una finca hortícola periurbana* [Contribución]. V Congreso Latinoamericano de Agroecología - SOCLA, La Plata, Argentina. https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/56457/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Tiscornia, G., Jaurena, M., & Baethgen, W. (2019). Drivers, process, and consequences of native grassland degradation: Insights from a literature review and a survey in Río de la Plata grasslands. *Agronomy*, 9(5), Artículo e239. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050239>
- UTEC - Universidad Tecnológica - Uruguay. (2024). *Charla II: Promoción de la biodiversidad, restauración agroecológica y salud de agroecosistemas* [Video]. Youtube. <https://www.youtube.com/watch?v=TFQGTWtoJpQ>
- Verboom, B., & Huitema, H. (1997). The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12(2), 117-125. <https://doi.org/10.1007/BF02698211>
- Wehling, S., & Diekmann, M. (2009). Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 142(11), 2522-2530. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.023>

- Weisser, W. W., Roscher, C., Meyer, S. T., Ebeling, A., Luo, G., Allan, E., Beßler, H., Barnard, R. L., Buchmann, N., Buscot, F., Engels, C., Fischer, C., Fischer, M., Gessler, A., Gleixner, G., Halle, S., Hildebrandt, A., Hillebrand, H., De Kroon, H., ... Eisenhauer, N. (2017). Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology*, 23, 1-73. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.06.002>
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., & David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(4), 503-515. <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>
- Wyss, E., Niggli, U., & Nentwig, W. (1995). The impact of spiders on aphid populations in a strip-managed apple orchard. *Journal of Applied Entomology*, 119(1-5), 473-478. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1995.tb01320.x>
- Zhang, C., & Fu, S. (2010). Allelopathic effects of leaf litter and live roots exudates of Eucalyptus species on crops. *Allelopathy Journal*, 26(1), 91-100.