

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN AGRICULTURA SUSTENTABLE



**“EFECTO DE LA SUCESIÓN POST-AGRÍCOLA TEMPRANA
SOBRE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN CUATRO
AGROECOSISTEMAS EN EL DISTRITO DE CAJATAMBO, LIMA,
PERÚ”**

Presentada por:

VIVIANA PATRICIA CASTRO CEPERO

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR

Doctoris Philosophiae (Ph.D.)

EN AGRICULTURA SUSTENTABLE

Lima - Perú

2019

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

DOCTORADO EN AGRICULTURA SUSTENTABLE

**“EFECTO DE LA SUCESIÓN POST-AGRÍCOLA TEMPRANA
SOBRE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN CUATRO
AGROECOSISTEMAS EN EL DISTRITO DE CAJATAMBO, LIMA,
PERÚ”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR
EN AGRICULTURA SUSTENTABLE**

Doctoris Philosophiae (Ph.D.)

Presentada por:

VIVIANA PATRICIA CASTRO CEPERO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Salomón Helfgott Lerner
PRESIDENTE

Dr. Edgar Sánchez Infantas
ASESOR

Dra. Inés Redolfi Pivatto de Huiza
MIEMBRO

Dr. Alberto Julca Otiniano
MIEMBRO

Ph.D. Hanna Cáceres Yparraguirre
MIEMBRO EXTERNO

A *Cajatambo*, a las espinas y a los nevados.

A la memoria de mis abuelas, *Iris* y *Lila*, y mis abuelos, *Eduardo* y *Agustín*.

Tata y Abuelo, Mamía y Papío, los llevo conmigo, en la niña que fui y en la mujer que soy hoy.

A mis tres amores, *Emilio*, *Mario*, *Isabel*. Lo son todo, siempre.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia por su constante apoyo y cariño, en especial a mis hijos, Emilio, Mario e Isabel, que me dejaron ir y venir, escribir, trasnochar y renegar y siempre tuvieron una sonrisa, un beso y un abrazo, los cuales me ayudaron a continuar y me motivan a ser mejor persona e investigadora y con eso, mejor mamá.

Al Programa de Doctorado en Agricultura Sustentable y a su coordinador Dr. Alberto Julca Otiniano, miembro del jurado y profesor durante mis años de estudios doctorales. Le agradezco por las enseñanzas, apoyo y amistad sincera. Gracias por las discusiones y los acuerdos. Por tomarme en cuenta, escucharme, guiarme y creer en mí, en mi capacidad de docente, investigadora y de ser humano. Por encender las ganas de viajar, de explorar, de escribir, de ver el mundo y de enseñar lo aprendido. Gracias por ser un verdadero maestro para mí y un mejor amigo.

A los distinguidos miembros del jurado, Dr. Salomón Helfgott Lerner, Dra. Inés Redolfi Pivatto y Dra. Hanna Cáceres Yparraguirre, que tuvieron a bien revisar y corregir esta tesis; por sus valiosos aportes, comentarios y sus enseñanzas a lo largo de los años de estudios.

Al Programa Nacional de Innovación para la Competitividad y Productividad del Ministerio de la Producción, a través de Innóvate Perú (Ex Fondo para la Innovación, Ciencia y Tecnología - FINCyT) que financiaron el proyecto “Determinación de criterios para el establecimiento de estándares de calidad ambiental para la diversidad biológica. Estudio de caso: Distrito de Cajatambo” (Contrato N°365-PNICP-PIAP-2014), así como al Dr. Edgar Sánchez, responsable del proyecto y asesor de la presente tesis.

A la Familia Quinteros Carlos por permitirme instalar las parcelas de monitoreo en sus terrenos. A don Alcides Quinteros y doña Elvira Carlos, por acogerme a mí y al equipo con cariño en su hogar y compartir sus tiempos, historias y conocimiento con nosotros. Gracias por cuidarnos, alimentarnos y abrigarnos con su amor y preocupación. A Zulema Quinteros, por su apoyo en el campo, por enseñarme los caminos y las rutas. Gracias por tu amistad, cariño y preocupación todos estos años, por tus cuidados y tus regaños. Mi profesora, mi

asesora de tesis, mi colega y compañera de estudios; siempre serás un referente para mí, de trabajo y de vida.

A mis amigos más queridos, que han compartido esta investigación, los muestreos, las colectas, la redacción y han estado cerca de mí en todo momento: Aldo Ceroni, Ayling Wetzell, Rosario Castro y Daniela Gálvez. Los llevo en el alma, con tinta indeleble. A Fabiola Parra y Carolina Tovar, por las sugerencias, bibliografía y ánimos, que me permitieron concluir este trabajo.

Al equipo Cajatambo; a cada tesista, estudiante y voluntario que ayudó tomando datos, colectando información o sólo acompañando en las largas caminatas bajo la lluvia, el granizo o el sol, gracias de todo corazón. A Willy, el mejor chofer que pudimos tener, por cuidarnos y ayudarnos con cariño y dedicación.

A todos los Cajatambinos que nos apoyaron, con un saludo, una sonrisa, un pancito, un resguardo de la lluvia, una orientación en el camino. Me hicieron sentir segura y bienvenida en cada visita. A Cajatambo, por su historia rica, paisajes hermosos y comida que nos abrigó el cuerpo y el alma.

A la Facultad de Ciencias y al Departamento Académico de Biología, a todos mis colegas y profesores que colaboraron para el desarrollo y culminación de mis estudios doctorales y de esta tesis.

A la Universidad Nacional Agraria La Molina, mi Alma Mater y mi hogar. Molinera orgullosa y agradecida de por vida.

A los amigos de Agricultura Sustentable, Rebeca, Bertha, Roberto y Marcial por su apoyo y dedicación en las clases y su orientación en la parte administrativa.

A todos los que de alguna manera contribuyeron con la culminación de esta tesis, mi agradecimiento sincero.

ÍNDICE GENERAL

	Página
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1. La sucesión vegetal como proceso organizador en los ecosistemas...	4
2.2. Evolución del concepto de sucesión	5
2.3. Sucesión postagrícola	6
2.4. Sistemas complejos: CAS y SES	7
2.5. Agroecosistemas y diversidad	11
2.6. Trayectorias y mecanismos sucesionales	12
2.7. Cajatambo	13
III. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Área de Estudio	15
3.2. Diseño de la investigación	16
3.2.1. Establecimiento de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	16
3.2.2. Caracterización de la diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	17
3.2.3. Evaluación del cambio en la cobertura vegetal total (CT%) y reiterada (CR%) en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	19
3.2.4. Medición de la biomasa vegetal aérea en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	21
3.2.5. Descripción de las trayectorias sucesionales de la diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	22
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
4.1. Caracterización de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	25
4.2. Diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	28

4.3.	Cambio en la cobertura vegetal total (CT%) y cobertura vegetal reiterada (CR%) en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana	30
4.3.1.	Cobertura Vegetal Total (CT%)	30
4.3.2.	Cobertura Vegetal Reiterada (CR%)	36
4.4.	Medición de la Biomasa Vegetal Aérea (Biomasa Total)	42
4.5.	Descripción de las trayectorias a través de las cuales se expresa la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana .	47
4.5.1.	Análisis del cambio en las formas de vida	47
4.5.2.	Análisis de similaridad espacial	52
4.5.3.	Análisis de similaridad temporal	53
4.5.4.	Análisis de contribución de especies.....	58
V.	CONCLUSIONES	65
VI.	RECOMENDACIONES	66
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
VIII.	ANEXOS	76

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo Adaptativo y Panarquía	8
Figura 2. Mapa de ubicación de la Provincia y Distrito de Cajatambo	15
Figura 3. Ubicación de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana con respecto a la ciudad de Cajatambo.....	17
Figura 4. Cuadrado de monitoreo de Cobertura Vegetal Total (%)	19
Figura 5. Registro de Cobertura Vegetal Reiterada (%)	21
Figura 6. Procesamiento de la Biomasa Total, del campo al gabinete	22
Figura 7. Evolución de la Precipitación promedio mensual (mm) en el periodo de enero de 2015 a diciembre de 2017	27
Figura 8. Comparación de la precipitación acumulada mensual (mm) durante los años 2015 a 2017	27
Figura 9. Principales familias de plantas y su riqueza de especies, Cajatambo (2015-2017)	28
Figura 10. Evolución de Cobertura Vegetal Total (%) y de la Precipitación (mm) en los cuatro agroecosistemas en el periodo 2015 a 2017	31
Figura 11. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Ocopata	32
Figura 12. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Tupicocha	33
Figura 13. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Rancas	34
Figura 14. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Ucupi	35
Figura 15. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “kikuyo” y “culén” en Ocopata en el periodo 2015 a 2017	37
Figura 16. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “kikuyo” y “amor seco” en Tupicocha en el periodo 2015 a 2017	38
Figura 17. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “marco” y “pushka” en Rancas en el periodo 2015 a 2017	40
Figura 18. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “crespillo” en Ucupi en el periodo 2015 a 2017	41

Figura 19. Evolución de la Biomasa Total (g/m ²) y la Cobertura Total (%) en el periodo 2015 – 2017 en Ocopata y Tupicocha.	43
Figura 20. Evolución de la Biomasa Total (g/m ²) y la Cobertura Total en el periodo 2015 – 2017 en Rancas y Ucupi	44
Figura 21. Coeficientes de correlación (r) entre Biomasa Total (Y) y Cobertura Total (X) en las parcelas de sucesión postagrícola temprana, durante el periodo de 2015 a 2017	46
Figura 22. Número de especies de según las formas de vida registradas en las parcelas de sucesión postagrícola temprana durante el periodo de 2015 a 2017	48
Figura 23. Cambio en los hábitos vegetales en el periodo 2015 – 2017 en Ocopata y Tupicocha	49
Figura 24. Cambio en los hábitos vegetales en el periodo 2015 – 2017 en Rancas y Ucupi	51
Figura 25. Análisis Cluster con Similaridad de Raup Crick de los cuatro agroecosistemas usando las 78 especies muestreadas	52
Figura 26. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de la composición de especies en la parcela de Ocopata	54
Figura 27. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de la composición de especies en la parcela de Tupicocha	55
Figura 28. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de la composición de especies en la parcela de Rancas	56
Figura 29. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de la composición de especies en la parcela de Ucupi	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características principales de los cuatro agroecosistemas evaluados	26
Tabla 2. Valores de Riqueza de especies (S), Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (H) en bit/individuo y Dominancia (D), para cada agroecosistema y fecha de monitoreo.....	29
Tabla 3. Contribución de las principales especies a las discrepancias de los grupos de temporadas, utilizando el análisis SIMPER, para los cuatro agroecosistemas	60

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Ficha de toma de datos	76
Anexo 2. Mapa de las parcelas permanentes donde se evaluó la sucesión postagrícola temprana	77
Anexo 3. Forma de vida, familia botánica, nombre científico y presencia (1)/ausencia (0) en Ocopata (OCP), Tupicocha (TPC), Ranca (RNC) y Ucupi (UCP) de las 78 especies de plantas Cajatambo (2015-2017)	81
Anexo 4. Cambio de la cobertura total por especie (%) en los cuatro agroecosistemas en sucesión postagrícola temprana	85
Anexo 5. Biomasa Total (g/m^2) para cada agroecosistema donde se evaluó la sucesión postagrícola temprana en el periodo 2015 al 2017	90

RESUMEN

La sucesión vegetal provee recursos y servicios ecológicos de interés que pueden servir para implementar sistemas de manejo que sean sostenibles, por lo que el estudio de la dinámica de los agroecosistemas, utilizando a la sucesión como herramienta, le ha permitido a la agricultura el desarrollo de metodologías para abordar de manera más eficiente la productividad en el pasado y el desarrollo de la teoría agroecológica en el presente. En ese sentido, Cajatambo se presenta como una oportunidad para este análisis ya que este lugar registra un proceso de abandono de la agricultura de laderas. El objetivo de la investigación fue describir el cambio de la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima. Esto se hizo a través de la caracterización de la diversidad vegetal, mediante colectas, el registro de la cobertura vegetal total y la cobertura vegetal reiterada, así como la colecta de la biomasa total en los cuatro agroecosistemas. Finalmente, con esta información se definieron las posibles trayectorias sucesionales de los cuatro agroecosistemas en evaluación, utilizando los análisis nMDS, ANOSIM y SIMPER. Se encuentran 78 especies pertenecientes a 30 familias botánicas. Las especies con mayor Cobertura Total (%) son *Cenchrus clandestinus* “kikuyo”, *Bidens pilosa* “amor seco”, *Eragrostis* sp. y *Calamagrostis vicunarum* “crespillo”, acumulando la Cobertura Reiterada (%) por debajo de los 10 cm. La similaridad espacial forma dos grupos de parcelas: Ocopata-Tupicocha y Rancas-Ucupi. La similaridad temporal forma 3 grupos de temporadas: el primer y último monitoreo (jun15 y oct17), los dos muestreos posteriores a la inducción (set15 y dic15), los monitoreos del año 2016 (abr, jul y oct), que corresponde a un año menos lluvioso. Finalmente, los taxones que más contribuyen a las agrupaciones temporales son: *Cenchrus clandestinus* “kikuyo” (Ocopata), familia Asteraceae (Tupicocha) y *Calamagrostis vicunarum* “crespillo” (Ucupi). En Rancas se encuentra que las diferencias son mejor explicadas por la diversidad en su conjunto.

Palabras claves: Sucesión, agricultura, diversidad, vegetación.

SUMMARY

Plant succession provides resources and ecological services of interest that can serve to implement management systems that are sustainable. The study of the dynamics of agroecosystems, using succession as a tool, has allowed agriculture to develop methodologies to address more efficiently the productivity in the past and the development of agroecological theory in the present. In this sense, Cajatambo presents itself as an opportunity for this analysis since this place registers a process of abandonment of hillside agriculture. The objective of the research was to describe the change in plant diversity in early post-agricultural succession plots in four agroecosystems in the district of Cajatambo, Lima. This was done through the characterization of plant diversity, through collections, the recording of total plant cover and repeated plant cover, as well as the collection of total biomasses in the four agroecosystems. Finally, with this information, the possible successional trajectories of the four agroecosystems under evaluation were defined, using the nMDS, ANOSIM and SIMPER analyses. There are 78 species belonging to 30 botanical families. The species with the highest Total Plant Cover (%) are *Cenchrus clandestinus* "kikuyo", *Bidens pilosa* "amor seco", *Eragrostis* sp. and *Calamagrostis vicunarum* "crespillo", accumulating Repeated Plant Cover (%) below 10 cm. The spatial similarity forms two groups of plots: Ocopata-Tupicocha and Rancas-Ucupi. The temporal similarity forms 3 groups of seasons: the first and last sampling, the two samples after induction and the 2016 samples, which corresponds to a less rainy year. Finally, the taxa that contribute the most to temporal groupings are: *Cenchrus clandestinus* "kikuyo" (Ocopata), family Asteraceae (Tupicocha) and *Calamagrostis vicunarum* "crespillo" (Ucupi). In Rancas it is found that the differences are best explained by the diversity as a whole.

Key words: Succession, agriculture, diversity, vegetation.

I. INTRODUCCIÓN

La actividad agropecuaria toma ventaja de las perturbaciones para mantener los agroecosistemas en etapas iniciales de la sucesión; así el sistema puede producir grandes cantidades de material cosechable, pero con impredecibles efectos sobre otros procesos de desarrollo y la estabilidad. Por medio del mantenimiento de un mosaico de parcelas bajo cultivo y algunas en descanso, los campesinos han capturado la esencia de los procesos naturales de regeneración de suelos, típica de cualquier sucesión ecológica. Adicionalmente, algunos sistemas tienden a disminuir el estrés de la sequía, por las capas de abrigo dejadas por ciertos cultivos, pues ayudan a conservar el agua en el perfil del suelo (Gutiérrez *et al.* 2008).

“En el corazón de la estrategia agroecológica está la idea de que un agroecosistema debe imitar el funcionamiento de los ecosistemas locales”, exhibiendo reciclaje de nutrientes, estructura compleja y biodiversidad creciente (Ewel 1999 citado por Gutiérrez *et al.* 2008). El método de sucesión análoga requiere una descripción detallada del ecosistema natural en un ambiente específico y la caracterización botánica de todos los cultivos y los componentes potenciales. El mayor desafío del manejo de sistemas desarrollados mediante la sucesión es aprender como introducir perturbaciones de manera que estas estimulen la productividad y que generen resistencia al cambio y a la variación dentro del agroecosistema de manera que se pueda obtener información acerca de su funcionamiento y se puedan plantear estrategias eficientes de gestión (Gutiérrez *et al.* 2008).

La composición biótica de un ecosistema refleja el clima, la naturaleza del suelo, la disponibilidad de agua y de nutrientes, así como los factores antrópicos y bióticos de éste. La vegetación, como base estructural de la comunidad se repite en diferentes zonas con contextos físicos y biológicos que podrían llegar a ser similares y a pesar de esto, no existen dos espacios ocupados por comunidades vegetales idénticas, pues cada tipo de vegetación condiciona la presencia de diferentes comunidades de aves, artrópodos, microorganismos y otros organismos, así como la realización de determinadas actividades humanas (Matteucci y Colma 1982; Ramos *et al.* 2015).

La producción de biomasa, su asociación con la diversidad biológica y los procesos y mecanismos que gobiernan la sucesión vegetal son indicadores de la condición de los ecosistemas pues proveen las bases para el manejo sustentable de los agroecosistemas. Siendo la sucesión vegetal un mecanismo de restauración natural, es importante conocer cuál es el ritmo en que ocurre en diferentes ecosistemas y bajo distintos tipos y regímenes de perturbación, así como relacionar estos procesos con la acumulación de biomasa y los cambios en la composición temporal de especies que se expresan mediante la diversidad específica. Por otro lado, la sucesión vegetal provee recursos y servicios ecológicos de interés (áreas de pastoreo, recuperación de la fertilidad del suelo, etc.) que pueden servir para implementar sistemas de manejo que sean ecológicamente sostenibles (Espinoza- Bretado y Nívar 2005).

Así mismo, los agroecosistemas pueden ser manejados para mejorar la producción de forma más sustentable, con menores impactos negativos ambientales y sociales y un menor uso de insumos externos (Altieri 2002; Sarandón y Flores 2014). Los estudios de sucesión postagrícola son indispensables para el éxito de las actividades de manejo de agroecosistemas pues proporcionan información acerca de cómo funcionan y se regeneran distintas áreas geográficas y climáticas; estos estudios proporcionan la base científica para este manejo y su efectividad (Myster 2008).

Los agroecosistemas están siempre respondiendo a los cambios del pasado que se han producido sobre diferentes escalas de tiempo (Holling 1973; Wu y Loucks 1995). Estos cambios incluyen variaciones diarias y estacionales relativamente predecibles, cambios en el tiempo y el clima, menos predecibles y la aparición de perturbaciones. En consecuencia, el comportamiento de un agroecosistema siempre está influenciado tanto por el entorno actual, las fluctuaciones ambientales pasadas y las perturbaciones (Chapin *et al.* 2002).

En este contexto, el estudio de la dinámica de los agroecosistemas, utilizando a la sucesión como herramienta, le ha permitido a la agricultura el desarrollo de metodologías para abordar de manera más eficiente la productividad, eficiencia y eficacia en la producción en el pasado y el desarrollo de la teoría agroecológica (incorporando los conceptos de estabilidad, resiliencia y adaptabilidad) en el presente (Oesterheld 2008; Gutiérrez *et al.* 2008). Así, la sucesión se define como la ocupación de un área por organismos implicados en un proceso incesante de acción y reacción, que con el tiempo conduce a cambios tanto del ambiente como de la comunidad, sufriendo una influencia y ajuste recíproco continuo (Krebs 1985).

Debido a la poca información disponible sobre el proceso sucesional en ambientes de alta montaña andina es necesario caracterizar y explicar los patrones sucesionales en estos ambientes (Krebs 1985; Ortuño *et al.* 2006). En el distrito de Cajatambo, y en el marco del proyecto “Determinación de criterios para el establecimiento de estándares de calidad ambiental para la diversidad biológica. Estudio de caso: Distrito de Cajatambo” (Contrato N°365-PNICP-PIAP-2014), es que se presenta la oportunidad para llevar a cabo el estudio de la sucesión postagrícola, ya que este distrito presenta una dinámica poblacional tal que la densidad se ha mantenido prácticamente estacionaria, pero al mismo tiempo se registra un proceso de abandono de la agricultura de laderas. Así mismo, corresponde a un espacio de la sierra del departamento de Lima que es parte de un vacío de información biológica (Walsh Perú 2011).

En este contexto, el **objetivo general** de este trabajo de investigación fue evaluar el cambio de la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima. Esto fue posible a través de los siguientes **objetivos específicos**:

Caracterizar la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima.

Evaluar el cambio en la cobertura vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima.

Cuantificar la biomasa fijada por la vegetación durante la sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima.

Describir las trayectorias a través de las cuales se expresa la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana en cuatro agroecosistemas en el distrito de Cajatambo, Lima.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. La sucesión vegetal como proceso organizador en los ecosistemas

La sucesión se define como el proceso de cambio direccional (lineal o cíclico) de la vegetación durante un tiempo ecológico específico, donde se observa un cambio en la estructura, composición taxonómica y funciones del sistema, generalmente después de una perturbación (Krebs 1985; Pickett y White 1985). Es el cambio temporal en la composición de especies o la estructura tridimensional de la cobertura vegetal en un área (Pickett y Cadenasso 2005).

Una de las premisas más antiguas de la ecología plantea que, en cualquier ecosistema, después de una perturbación de cualquier tipo, se inicia un proceso de recuperación como reacción a esa alteración, en que se producen una serie de cambios en la estructura y función de la comunidad. La sucesión primaria representa el desarrollo del ecosistema en sitios que desprovistos de biota o donde esta, aún no ha modificado los componentes físicos. La sucesión secundaria es el desarrollo de un ecosistema en sitios que fueron previamente ocupados por organismos vivos, pero que sufrieron disturbios, cuya intensidad, frecuencia y duración, tendrán un impacto sobre la estructura y función del ecosistema y alterarán el tiempo y la ruta requerido para la recuperación (Gliessman 2002).

Los cambios ecológicos por los que atraviesa el ecosistema durante la sucesión, así como la velocidad con la que ocurren estos cambios, dependen de las características de la perturbación (extensión, intensidad y frecuencia), la disponibilidad de propágulos regenerativos (como semillas y plántulas), del componente biótico y de las condiciones abióticas prevalecientes en el sitio perturbado (Pickett y White 1985). Así mismo, variables como el uso del suelo, la biomasa, la composición de la comunidad vegetal, frecuencia de desmonte, frecuencia de cosecha, régimen de fuego, identidad de especies exóticas, y densidad de cabezas de ganado entre otras, pueden afectar la trayectoria sucesional de la vegetación en términos de estructura y composición (Martínez-Ramos y García-Orth 2007).

2.2. Evolución del concepto de sucesión

La teoría Clementsiana de la sucesión hacia el clímax (planteada por Frederic Clements en 1916), está muy relacionada con lo que muchos ecólogos consideran el planteamiento más metafísico de Clements, la visión superorganísmica de la comunidad, un planteamiento moderno de la misma. Esta teoría plantea un cambio de vegetación secuencial y progresivo sobre cualquier sitio geográfico, donde se produce invasión de especies pioneras, y a través de etapas seriales intermediarias, se llega a una comunidad clímax madura y relativamente uniforme, de una forma determinista y previsible. Se supone que la comunidad clímax se compone de individuos y especies que están tan interrelacionadas y son tan interdependientes, que la comunidad puede ser considerada en equilibrio pues es un superorganismo, cuyas especies constituyentes poseen una cierta complementariedad ecológica (Marshall 1998).

La teoría Gleasoniana de la sucesión (planteada por Henry Gleason en 1926), por otro lado, describe comunidades ecológicas como asociaciones meramente fortuitas de seres (a menudo) ecológica y genéticamente no relacionados, reunidos por acontecimientos fortuitos en su historia y la migración. La visión Gleasoniana de las comunidades ecológicas, desde la óptica posmoderna, subraya que el carácter definido e integrado de cualquier comunidad natural en particular es una abstracción humana, y que las comunidades son anárquicas, estocásticas y fluctuantes. La composición de especies no es uniforme, si no que varía de forma continua en el espacio y el tiempo, de manera inconexa e impredecible, por lo que las leyes generales (tales como la sucesión) son de aplicación imposible o inútiles. Las comunidades de plantas son asociaciones de individuos sin límites y sin conexiones, más que unidades cohesionadas y bien definidas. Dentro de las asociaciones, se pueden alcanzar puntos de unidad, pero la unidad en una forma total no es posible (Marshall 1998).

Desde la teoría de la información, se considera a la sucesión como un proceso de autoorganización que ocurre en todos los sistemas cibernéticos, siendo equivalente a un proceso de acumulación de información en el que los parámetros de las comunidades y ecosistemas (biomasa, diversidad) describen la tendencia de cambios hacia situaciones de máxima homeostasis (Odum 1997). Aquí las estructuras que perduran a lo largo del tiempo son las que tienen mayor capacidad para influenciar en el futuro de los ecosistemas con el menor gasto energético posible debido a que se produce un proceso de acumulación de información desde los estadios iniciales, pobremente organizados que reciben del ambiente

un flujo de energía alto que costea la acumulación de la información. A medida que pasa el tiempo la información adquirida se manifiesta en una nueva organización del ecosistema. Esta nueva organización tiene en cuenta los cambios predecibles del ambiente y es capaz de controlarlo de tal manera que en el futuro son necesarios cambios menores de la comunidad para mantener la ocupación estable del área. Se puede decir que en este estado maduro el ecosistema ha aprendido de las variaciones ambientales de manera que antes de que tenga lugar un cambio el ecosistema está ya preparado para él. De este modo, el impacto del cambio y la información nueva es mucho menor pues se ha producido un proceso de auto organización en el que la producción de entropía por unidad de información almacenada y transmitida es mínima (Margalef 1993).

Según la teoría del ciclo adaptativo un pequeño conjunto de plantas, animales y procesos abióticos estructuran los ecosistemas a través de escalas de tiempo y espacio diferentes dando forma al paisaje. Los organismos que son partícipes de un conjunto de procesos, moldean su propio ambiente porque producen algunas de las estructuras dentro de un sistema anidado y que crean nichos en una variedad de escalas para un conjunto más grande de especies (Caro 2010).

Bajo este planteamiento, la sucesión de los ecosistemas se ha visto controlada por cuatro funciones: Explotación (r), en la cual se da una rápida colonización de áreas recientemente perturbadas; Conservación (K), en la que se da una lenta acumulación de energía y material; Liberación (Ω), en la cual la acumulación de biomasa y nutrientes llega a ser frágil hasta que repentinamente se libera por agentes semejantes al fuego, insectos o pestes, procesos de movilización de suelos o nutrientes (Holling 1992) y Reorganización (α), en la cual se minimiza la pérdida de nutrientes para llegar a estar disponibles en una nueva fase de explotación y es en esta fase donde el sistema es vulnerable a la aparición de novedades y a la pérdida de recursos (Walker *et al.* 2002).

2.3. Sucesión postagrícola

Todos los ecosistemas son afectados por perturbaciones naturales o antropogénicas, después de las cuales se lleva a cabo un proceso de recuperación o regeneración vegetal (Gliessman 2002). Los espacios de explotación agrícola representan un tipo especial de sucesión secundaria, dado que son continuamente perturbados y se les permite cierto nivel de regeneración durante los descansos. En condiciones ideales, una vez que las actividades

agrícolas cesan, se da el reemplazo sistemático de los estadios primarios e intermedios, llegando a un estadio sucesional más avanzado, que no es necesariamente idéntica al ecosistema original. Sin embargo, es común que en los sistemas agrícolas haya una manipulación continua de la vegetación por medios culturales como la labranza, la rotación de cultivos, la fertilización, el riego y el barbecho, que propician que por ejemplo las malezas, que en condiciones naturales serían clasificadas como pioneras de la sucesión, ocupen hábitats de las que normalmente son erradicadas y sean consideradas invasoras (Caamal-Maldonado y Armendariz-Yañez 2002).

Es así que se define la sucesión postagrícola temprana como una forma de sucesión secundaria que se desarrolla en campos de cultivo donde la actividad agrícola alteró la cubierta vegetal original durante los primeros años del proceso. Cuando la actividad agrícola es interrumpida o cesada, las malezas que se asocian a los cultivos están altamente disponibles y son capaces de dominar durante la sucesión temprana (Omacini *et al.* 2005). Se observa primero un pico temprano sucesional dominado por hierbas y remanentes de cultivos anteriores, que tiende a decrecer; en segundo lugar, aparecen otras herbáceas de cobertura; en tercer lugar, aparecen las leñosas que tienden a aumentar su cobertura durante los primeros 5 años; en último lugar aparece un estrato arbóreo y arbustivo disperso e irregular. Este escenario común de un patrón irregular de establecimiento, está relacionado entre otros factores con la dispersión de semillas, por lo que se puede inferir que la proporción, el número y el nivel de las asociaciones significativas disminuyen con el tiempo, pues en éstas, están involucradas plantas de ciclos de vida cortos que son propias del lugar (Myster y Pickett 1994; Myster 2008).

2.4. Sistemas complejos: CAS y SES

Un Sistema Complejo Adaptativo (CAS, de *Complex Adaptive System*) es un tipo particular de sistema complejo que está constituido por elementos interconectados y tiene la capacidad de cambiar y aprender de la experiencia (Kay *et al.* 1999) así como presentar múltiples estados estables alternativos (Chapin *et al.* 2009) o atractores.

Sus características más importantes son que se autoorganizan, retroalimentan, presentan emergencia y conectividad, son variados, con reglas de funcionamiento simples, creativos, anidados y sensibles a los cambios, entre otras (Kaisler y Madey 2009).

El ciclo adaptativo (Holling 1992) describe los procesos que ocurren en los CAS, como resultado de su dinámica interna y la influencia de factores externos y se resume en cuatro fases: crecimiento, conservación, liberación y reorganización (**Figura 1**). La primera fase (r) es de crecimiento, disponibilidad de recursos, acumulación y alta resiliencia, con conexiones entre componentes del sistema que van en aumento, así como aumenta la energía requerida para mantenerlo. La segunda fase (K) es donde el ritmo de crecimiento se hace lento, el sistema se vuelve más interconectado, menos flexible y más vulnerable a perturbaciones externas. Estas dos fases, r - K , se integran en un “bucle” (a manera de un rizo) de crecimiento y corresponde al proceso de sucesión ecológica en los ecosistemas. La tercera fase, conocida como fase Ω , corresponde a la de liberación donde la excesiva conectividad del sistema se libera de repente ocasionado por ciertos agentes perturbadores. La cuarta fase (α) se conoce como de reorganización (Gunderson y Holling, 2002; Walker *et al.* 2006). Estas fases son comunes a diversos tipos de sistemas, como son los ecosistemas, sistemas sociales, sistemas institucionales y sistemas socio-ecológicos, entre otros (Walker *et al.* 2006).

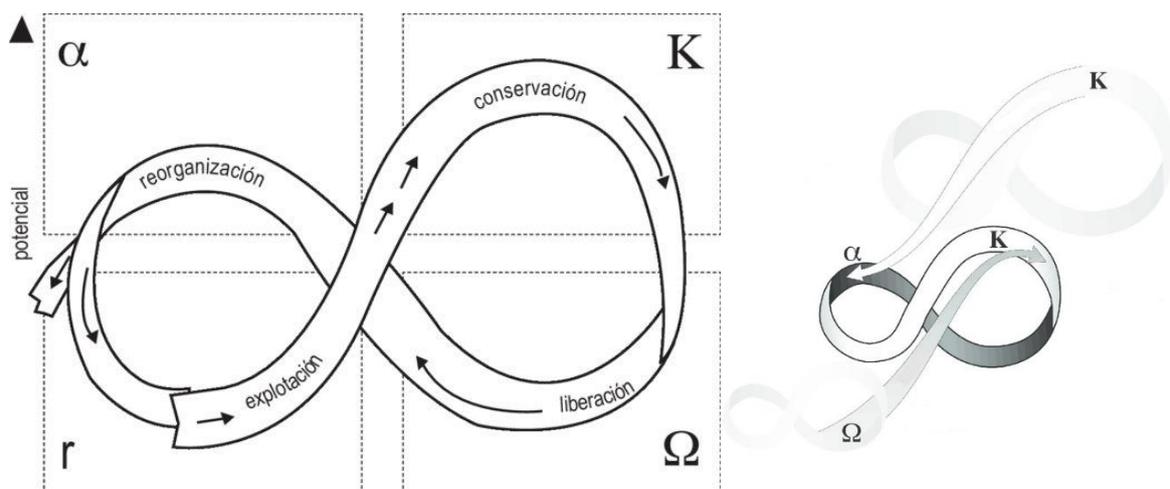


Figura 1. Ciclo Adaptativo y Panarquía (Gunderson y Holling 2002)

El ciclo tiene tres propiedades: el potencial de cambiar, la conectividad entre variables y procesos internos y la resiliencia, es decir el grado de vulnerabilidad a cambios inesperados. Así mismo, la anidación de ciclos forma la panarquía (Figura 1). El funcionamiento de esos ciclos y la comunicación entre ellos determina la sostenibilidad de un sistema, la cual requiere de cambio y persistencia, es decir, relaciones que se puedan interpretar como un conjunto anidado de ciclos adaptativos dispuestos como una jerarquía dinámica en el espacio y el tiempo (Holling 2001).

La dinámica de los ecosistemas (y de los agroecosistemas) está regida por tres atributos esenciales que determinan su trayectoria: la resiliencia, la adaptabilidad y la transformabilidad. La teoría de la sucesión es una de las bases de la estructura teórica que explica el comportamiento del sistema como un ciclo de resiliencia (Holling 1973). La resiliencia es la capacidad de un ecosistema para absorber las perturbaciones sin colapsar y es también la capacidad de reorganización que presenta un ecosistema luego de sufrir una perturbación, presentando una serie de cambios mientras mantiene esencialmente la misma función, estructura y retroalimentación. En otras palabras, la capacidad de adaptarse y ajustarse a la inestabilidad ambiental mientras mantiene su estructura y funcionamiento básicos (Peterson *et al.* 1998). Un ecosistema resiliente puede resistir fuertes presiones y reconstruirse cuando es necesario, por lo tanto, el potencial de un sistema para permanecer en una configuración particular manteniendo retroalimentaciones y funciones que involucren su viabilidad, depende de su resiliencia (Walker *et al.* 2002).

La adaptabilidad, es la capacidad de los actores en un sistema para influenciar o manejar la resiliencia, para controlar la trayectoria de los sistemas (cambio en la precariedad), cambiar la topología de la estabilidad del paisaje (latitud y resistencia) o cambiar los procesos en respuesta a la dinámica en otras escalas (repuesta en la panarquía). La capacidad adaptativa de los ecosistemas es un aspecto importante de la resiliencia, que refleja el aprendizaje y flexibilidad de los ecosistemas para experimentar y adoptar novedosas soluciones y desarrollar respuestas generalizadas a una amplia clase de cambios, se puede considerar que el ecosistema tiene capacidad adaptativa cuando llega a ser resiliente para un rango de perturbaciones, incluyendo condiciones novedosas (Walker *et al.* 2002; Walker *et al.* 2004).

Por último, la transformabilidad es definida como la capacidad de un ecosistema para crear un nuevo sistema cuando las condiciones ecológicas, sociales, económicas y políticas hacen la existencia del sistema inicial insostenible. Significa determinar y crear nueva estabilidad del paisaje al introducir nuevos componentes y formas de vida, conocer cuándo y cómo iniciar los cambios transformativos antes de que sea demasiado tarde para escapar a serios, indeseables y profundos dominios de atracción es el corazón de la transformabilidad de los ecosistemas. Esta enfatiza en la novedad, diversidad y organización del capital humano, diversidad funcional, variedad de instituciones, velocidad y clases de comunicación a través de las escalas para tener resultados exitosos (Walker *et al.* 2002; Walker *et al.* 2004).

Un Sistema Social Ecológico (SES, de *Social Ecological System*) es un sistema complejo que se compone de un subsistema social (valores, conocimiento, ideología, espiritualidad, arte, cultura e instituciones política, económicas y sociales) y un subsistema ecológico (ecosistemas, sus elementos y procesos). Las perturbaciones en cualquiera de estos subsistemas comprometen la integridad y la sustentabilidad del sistema en su conjunto (Raskin 2006). Walker *et al.* (2006) mencionan que, aunque los componentes de los subsistemas social y ecológico sean identificables, no se pueden fácilmente descomponer con fines analíticos o prácticos. Dado que un sistema complejo tiende a la autoorganización, este intercambia energía y materiales con su entorno para tratar de mantener su estructura alejada del equilibrio termodinámico. Cuando se presenta una perturbación, el sistema entra en una etapa de inestabilidad que lleva a procesos de cambio, como la adaptabilidad a través de alteraciones de las relaciones sociales con la esfera ecológica, pero manteniendo su estructura, y la transformabilidad, a través de modificaciones en las estructuras sociales y ecológicas (Raskin 2006). Así mismo, la resiliencia en los SES incluye las habilidades intrínsecas de los CAS como la autoorganización y la adaptación. Es así que para Farhad (2012), la sostenibilidad de los sistemas a largo plazo implica una visión integrada del ser humano en la naturaleza, teniendo en cuenta procesos evolutivos socio-ecológicos, la gestión adaptativa y al fortalecimiento de la resiliencia socio-ecológica del sistema.

La estabilidad del funcionamiento de un ecosistema aumenta con su diversidad y en muchas situaciones una mayor diversidad conduce a una mayor estabilidad de los agroecosistemas ante perturbaciones como sequías o cambios en el suelo (Oesterheld 2008). La estabilidad a largo plazo de los sistemas depende de los cambios que se producen durante las fases críticas de los ciclos de cambio a largo plazo. Las perturbaciones causan grandes y rápidos cambios en las propiedades clave del sistema y tienen diferentes efectos cualitativos en los sistemas socio-ecológicos, en comparación con los efectos de la variabilidad a corto plazo y el cambio gradual (Chapin *et al.* 2009).

Dados los fuertes cambios en la mayoría de los sistemas de control a nivel global, se hace imperativo establecer sistemas de manejo de ecosistemas sobre la base de sólidos conocimientos y principios científicos, que permitan mantener sus propiedades productivas y funcionales. Los ecosistemas que son administrados para la obtención de alimentos, fibras, etc., deben ser gestionados para mantener su potencial productivo. Los que han sido degradados por la actividad humana deben ser restaurados sus propiedades originales y

servicios ecosistémicos. En lo menos influenciados por las actividades humanas, el reto de la gestión es proteger las funciones del ecosistema y conservar la diversidad biológica, pues ambos favorecen la reducción de las tasas de conversión de la tierra y la planificación para la conservación, en un contexto de desarrollo humano continuo, cambio climático y otros cambios globales (Chapin *et al.* 2002). En ese contexto, se define la sostenibilidad como un conjunto de requisitos agroecológicos que deben ser satisfechos por cualquier espacio, al margen de sus sistemas de manejo, nivel económico y ubicación espacial (Altieri y Nicholls 2007). Un agroecosistema se considera sustentable cuando es: productivo (produce bienes y servicios), estable (mantiene su base de recursos), confiable (enfrenta perturbaciones), resiliente (se recupera de perturbaciones), adaptable (multiestado), autogestivo (organización de actores involucrados), autodependiente (minimiza la dependencia de factores externos) y equitativo (Gutiérrez *et al.* 2008).

2.5. Agroecosistemas y diversidad

Los agroecosistemas son comunidades de plantas y animales con un responsable del manejo, el ser humano y con un propósito, la producción de alimentos (principalmente). Así mismo, son el objeto de estudio principal de las investigaciones agroecológicas, bajo el supuesto de que los agroecosistemas pueden ser manejados para mejorar la producción de forma más sustentable, con menores impactos negativos ambientales y sociales y un menor uso de insumos externos (Altieri 2002; Sarandón y Flores 2014). Esta mejora se implementa a través de perturbaciones que mantienen al agroecosistema en etapas iniciales de la sucesión; así el sistema puede producir grandes cantidades de material cosechable, pero con impredecibles efectos sobre otros procesos de desarrollo y la estabilidad. Por medio del mantenimiento de un mosaico de parcelas bajo cultivo y algunas en descanso, los campesinos han capturado la esencia de los procesos naturales de regeneración vegetal, típica de cualquier sucesión ecológica (Gutiérrez *et al.* 2008).

Según Margalef (1980) la diversidad expresa un conjunto de interacciones potenciales entre elementos de un sistema, es decir, que si la diversidad es mayor también es mayor la cantidad de elementos que permiten establecer conexiones. Es así que la complejidad y estabilidad de los sistemas agrícolas, se basa en su diversidad. Es un producto, una medida y un fundamento de la complejidad del sistema, que lo estimula a funcionar de manera sostenible (Gliessman 2002). El enfoque agroecológico enfatiza la necesidad de estudiar tanto las partes como la totalidad del sistema y establece la necesidad del diseño de sistemas agrícolas complejos, en

los que las interacciones ecológicas y la sinergia reemplazan a los insumos para proporcionar los mecanismos necesarios para el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la productividad y la protección de los cultivos (Altieri y Nicholls 2012; Gliessman 2002). La importancia de tener un agroecosistema diverso radica en que puede llegar a ser resiliente, y sería capaz de producir alimentos aun después de sufrir perturbaciones ambientales, sociales y económicas (Altieri y Nicholls 2012).

Por otro lado, los efectos de la diversidad en los agroecosistemas se relacionan con el funcionamiento de los mismos, es decir los rasgos que rigen el efecto de las especies en los sistemas y la respuesta de las especies a la variación ambiental. Este cambio en la diversidad se puede presentar como una estrategia de diversificación agroecológica que tiende a incrementar la diversidad funcional de los agroecosistemas (Altieri y Nicholls 2007). “En el corazón de la estrategia agroecológica está la idea de que un agroecosistema debe imitar el funcionamiento de los ecosistemas locales”, exhibiendo reciclaje de nutrientes, estructura compleja y biodiversidad creciente (Ewel 1999 citado por Gutiérrez *et al.* 2008).

La agroecología emerge como una disciplina que provee los principios ecológicos básicos sobre cómo estudiar, diseñar y manejar agroecosistemas que son productivos y a su vez conservadores de los recursos naturales y que, además, son culturalmente sensibles y social y económicamente viables (Altieri 2002).

2.6. Trayectorias y mecanismos sucesionales

Los métodos clásicos incluyen la observación simultánea de parcelas localizadas sobre un mismo sustrato y de las cuales se sabe o se infiere que tienen diferente edad sucesional. Se asume, entonces, que las diferencias entre parcelas de distinta edad constituyen “la secuencia sucesional” para ese ambiente particular. Este enfoque basado en el uso de cronosecuencias consiste en la sustitución del tiempo por el espacio (Pickett 1989) y puede resultar muy útil para una descripción general de la sucesión en escalas de tiempo prolongadas. Sin embargo, este enfoque se sustenta en una visión determinística de la sucesión (Drury y Nisbet 1973) dado que supone que todos los sitios, que comparten un sustrato y clima similar, seguirán la misma trayectoria de cambio sucesional hacia un mismo estadio final.

Otro enfoque posible para documentar la sucesión es el estudio a largo plazo de parcelas permanentes. Este enfoque permite detectar la variabilidad espacial debida a diferentes factores de naturaleza estocástica. La diferencia en los resultados que se obtienen a partir de

una cronosecuencia o del seguimiento continuo de parcelas vecinas dependerá, esencialmente, de la importancia relativa de factores históricos tales como las condiciones iniciales del sitio o el orden de llegada de las especies (Walker y Chapin 1987; Pickett 1989). Del análisis de los estudios de Myster y Pickett (1994) y Myster (2008) se puede concluir que los patrones sucesionales para lugares templados y tropicales son susceptibles de comparación en los siguientes aspectos: patrones, mecanismos y restauración de especies de plantas principalmente.

2.7. Cajatambo

Se considera que el grado de conocimiento sobre la dinámica de la vegetación (silvestre y cultivada) para la sierra del Perú, es limitado, pues, aunque se cuenta con varios y diversos trabajos sobre caracterización de ecosistemas y de vegetación a diferentes escalas espaciales, así como de información sobre la estacionalidad en estos ambientes, se siguen manteniendo grandes vacíos de información para esta zona (Ramos *et al.* 2015).

La flora y la vegetación brindan información relevante sobre la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema, y al estar condicionada por los factores ambientales, se presenta a manera de síntesis de la acción de éstos. Así mismo, proporciona refugio y recursos a la fauna silvestre, son reservorios de variabilidad genética, presentan endemismos importantes para la conservación, cumplen con determinados roles ecológicos y varias especies son aprovechables por los pobladores (ONERN 1975; Matteucci y Colma 1982; Brack y Mendiola 2004; Gutiérrez y Squeo 2004; De la Cruz *et al.* 2005; León *et al.* 2006). La diversidad de la comunidad vegetal proporciona una idea sobre la disponibilidad de recursos para los otros niveles tróficos. En general, la vegetación es la responsable del mantenimiento de diversos procesos físicos, ecológicos y sociales en los ambientes terrestres (Ramos *et al.* 2015).

Los ecosistemas de montaña, como los presentes en el Distrito de Cajatambo, son fuente de recursos para el Perú, ya que en ellos se pueden encontrar una gran cantidad de recursos naturales, los cuales, si son aprovechados de manera racional, pueden ser de mucha utilidad para los habitantes de esas zonas. Entre los recursos más importantes se encuentra la diversidad biológica, y comprendida en ella se encuentran una infinidad de recursos que pueden ser aprovechados de manera sostenible para mejorar la calidad de vida de los pobladores (Quinteros 2009).

En Cajatambo se han identificado unidades de vegetación como son monte ribereño, matorral espinoso, matorral denso, matorral con tillansias, cultivos, bosque de eucalipto, bosque de *Polylepis*, pajonal y césped de puna, entre otros. Así mismo, se calcula una diversidad de más de 140 especies de plantas, entre las cuales destacan las formas de vida de herbáceas anuales, arbustivas perennifolias, arbustivas caducifolias y especies xerofíticas adaptadas al estrés hídrico. Las familias más diversas y abundantes corresponden a las Asteraceae, Poaceae y Fabaceae (Walsh Perú 2009).

Según Walsh Perú (2009), las diferentes formas de uso de la tierra están condicionadas por factores fisiográficos con predominancia de fuertes pendientes, la aridez de la zona y la poca accesibilidad por falta de carreteras o caminos. El uso de la tierra se puede agrupar en cinco categorías:

a) Terrenos urbanos o poblacionales: la población cuenta con los servicios básicos como son agua potable, desagüe y luz eléctrica, y además de servicios con infraestructura educativa y de salud. La población se dedica a la producción agrícola y ganadería, a la comercialización de estos productos y al comercio.

b) Terrenos con cultivos: 1. Terrenos con Cultivos Intensivos (los mejores suelos para el uso agrícola). 2. Terrenos con Cultivos Intensivos y/o Frutales (tierras de importante valor agrario, ya que disponen de suelos apropiados para la producción de frutales, agua para riego en gran parte del año). 3. Terrenos con Cultivos Andinos (en condiciones de secano, para autoconsumo y para comercialización del excedente, se practica la rotación de cultivos y el descanso).

c) Terrenos con pastos naturales: 1. Terrenos con Pastos Naturales Temporales (poco valor nutritivo). 2. Terrenos con Pastos Naturales Graminales (pastoreo continuo). 3. Terrenos con Pastos Naturales Pajonales (próximo a los nevados).

d) Terrenos de bosques: eucalipto y queñual.

e) Terrenos sin uso y/o improductivos.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de Estudio

La investigación se llevó a cabo en el ámbito del Distrito de Cajatambo. Se ubica en la Provincia de Cajatambo (**Figura 2**) al NE del departamento de Lima en la parte occidental de la cordillera andina, y está limitada por los departamentos de Ancash, Huánuco y Pasco. El distrito está comprendido desde los 2600 a los 4800 msnm y la capital, Cajatambo, está ubicada a 3376 msnm.

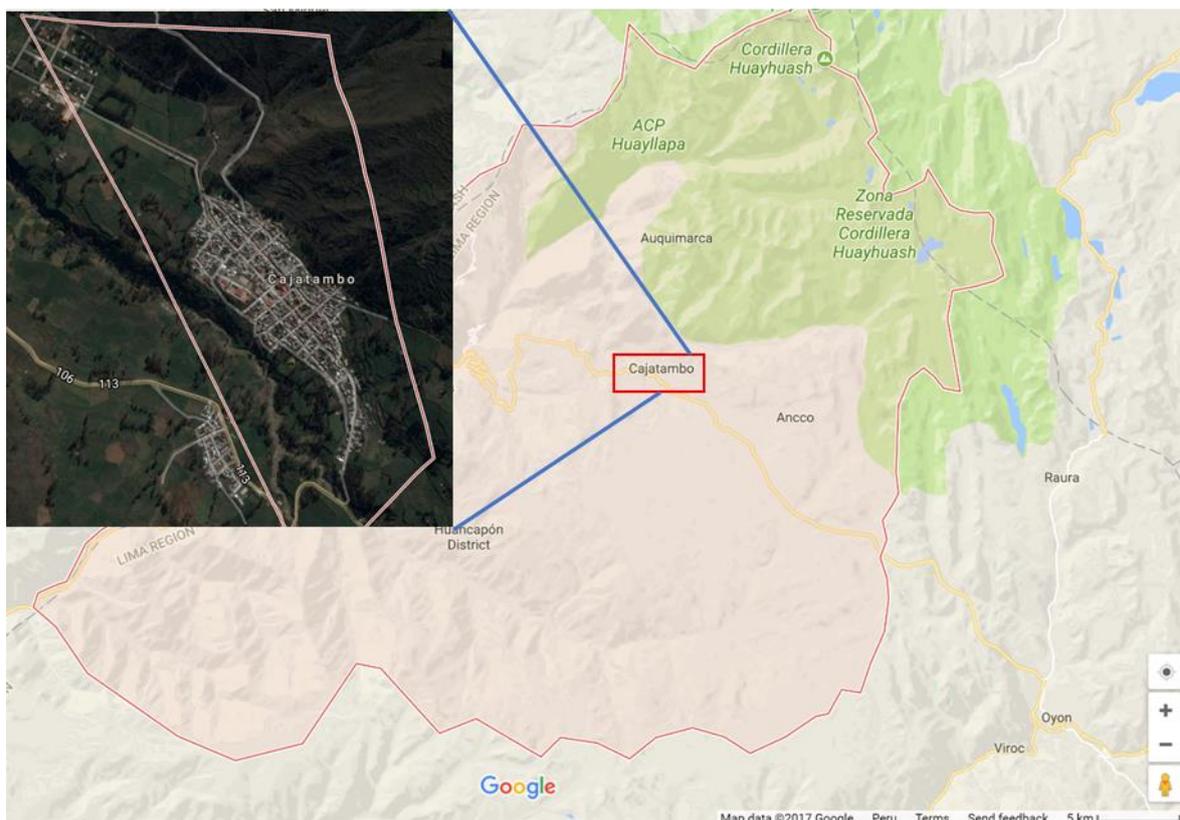


Figura 2. Mapa de ubicación de la Provincia y Distrito de Cajatambo

Fuente: Google Map Data (2017)

3.2. Diseño de la investigación

3.2.1. Establecimiento de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

Una parcela permanente o a largo plazo es aquella que una vez instalada es medida al menos tres veces sucesivas. Estas representan la base más importante para obtener resultados sobre el crecimiento y la producción de la masa vegetal. En este tipo de parcelas se miden reiteradamente diferentes variables, obteniendo así una serie de datos (una en cada parcela) para la construcción de modelos de crecimiento y dinámica de la comunidad (Gadow *et al.* 1999).

De acuerdo a Myster (2007), la escasez de estudios neotropicales realizados en campos agrícolas abandonados se debe a la falta de parcelas permanentes. En consecuencia, algunos experimentos de campo de sucesión post agrícola carecen de datos de parcelas permanentes, que permitan generar información para el manejo apropiado de esos espacios.

Las formaciones vegetales seleccionadas corresponden al tipo de parche dominante del mosaico determinado en el distrito de Cajatambo mediante fotointerpretación, en base a la altitud, la exposición, el criterio de cuencas y parámetros de composición y de configuración de los mosaicos de parches (Arnao 2019). De estas se seleccionaron tres formaciones vegetales (agricultura, matorral y pajonal), utilizando un criterio de accesibilidad, es decir, aquellas formaciones vegetales donde se pudiese asegurar el establecimiento de la parcela a largo plazo.

Es así que se seleccionaron cuatro localidades: Ocopata (OCP) que corresponde a la formación vegetal de agricultura; Tupicocha (TPC) y Rancas (RNC) que corresponden a la formación vegetal de matorral, y Ucupi (UCP) que corresponde a la formación vegetal de pajonal. Así mismo, éstas se ubican a lo largo de las dos principales microcuencas de Cajatambo: Ocopata, Tupicocha y Ucupi corresponden a la microcuenca de Cuchichaca y Rancas corresponde a la microcuenca de Pumarinri (**Figura 3**).

En cada localidad se instalaron tres parcelas de 5 m x 5 m de área que fueron monitoreadas tres veces al año durante el periodo 2015 a 2017. El primer registro se llevó a cabo en junio de 2015 y luego de realizar las mediciones necesarias, se procedió a retirar toda la cobertura vegetal aérea en los cuadrados de 5 m x 5 m; de esta manera se hizo la inducción de la

sucesión. El desarrollo de la vegetación se monitoreó durante los meses de setiembre y diciembre de 2015, abril, julio y octubre de 2016, y enero, mayo y octubre de 2017; lo que estableció tres muestreos por año entre el 2015 y 2017, para abarcar las temporadas seca y lluviosa y los periodos intermedios.



Figura 3. Ubicación de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana con respecto a la ciudad de Cajatambo. Fuente: Google Map Data (2019)

3.2.2. Caracterización de la diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

Se colectó material botánico, dentro de las parcelas a largo plazo, de acuerdo a la técnica de colección directa (INBio 2008; Mesa y Bernal 2005; Cámara y Díaz 2013) y su procesamiento se realizó en el lugar de la colecta y en el Jardín Botánico “Octavio Velarde Núñez” de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Se reconocieron los caracteres morfológicos vegetativos y reproductivos directamente en los ejemplares herborizados. Todas las observaciones se llevaron a cabo a simple vista, usando una lupa con aumentos de 10x y 20x.

Para la determinación taxonómica se recurrió a claves para familias, géneros y especies, y descripciones de tratamientos monográficos o florísticos. Se utilizó el sistema de clasificación de plantas con flores propuesto por *Angiosperm Phylogeny Group* en su versión

IV (APG 2016). Los nombres científicos siguen las pautas del Catálogo de Gimnospermas y Angiospermas de la Flora Peruana (Brako y Zarucchi 1993) y de la base de datos de TROPICOS del *Missouri Botanical Garden* (www.tropicos.org). Además de la identidad taxonómica, en cada muestreo se registró la forma de vida de la planta y para esto se utilizó una clasificación adaptada a las formas de vida de Cajatambo a partir de Kùchler y Zonneveld (1988).

La riqueza de especies (S) se define como el número de especies diferentes presentes en un espacio geográfico definido (Colín *et al.* 2006). La diversidad se define como “la relación entre el número de especies y la abundancia relativa de cada una de ellas en una comunidad determinada” (Margalef 1980) que da una idea inicial del funcionamiento de un sistema.

Entre los niveles de diversidad, la diversidad alfa o diversidad dentro del hábitat es determinada por las interacciones ecológicas, la historia evolutiva y biogeográfica del área en estudio (Halffter y Moreno 2005). Esta puede medirse a través de diversos índices de diversidad, de los cuales uno de los más utilizados es el índice de Shannon-Weaver (H), el cual es sacado de la teoría de la información y ofrece una medida de estructura como resultado de las interacciones del ecosistema. Este se expresa en bits/individuo y sus valores típicos son generalmente entre 1.5 y 3.5 en la mayoría estudios, siendo excepcionalmente mayor a 4 bits/individuo. El índice de Shannon aumenta a medida que aumenta la riqueza y la uniformidad de la comunidad (Margalef 1980; Magurran 2004). Así mismo, otro índice usado es el de Simpson (1-D), el cual es sensible a la abundancia de las especies más frecuentes de la comunidad, por lo que se le considera una medida de dominancia (D), varía entre cero y uno y carece de unidades (Magurran 2004).

Utilizando los datos de riqueza de especies (S) para cada agroecosistema se hizo una descripción general de la diversidad alfa y su cambio en el tiempo, a través de los índices de Shannon-Weaver y Simpson. Con esta información se elaboró un listado de especies, así como de familia botánicas y formas de vida para las plantas registradas en los cuatro agroecosistemas representados por las parcelas de exclusión a largo plazo. Así mismo, se hicieron los cálculos de Riqueza (S) de especies, diversidad Alfa, a través de los índices de Shannon Weaver (H) y de Dominancia (D), empleando el software PAST 3.25. Los gráficos descriptivos fueron hechos en Microsoft Excel 2016 y los análisis fueron hechos usando el programa estadístico PAST 3.25 (Hammer *et al.* 2001).

3.2.3. Evaluación del cambio en la cobertura vegetal total (CT%) y reiterada (CR%) en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

La cobertura de una planta es la porción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de sus partes aéreas sobre el suelo y puede ser expresada como unidad de área o como porcentaje. Esta medida permite estimar la densidad de plantas, el número de individuos y la biomasa vegetal. Así mismo, permite determinar la dominancia de especies o de formas de vida (Matteucci y Colma 1982).

Cobertura Vegetal Total (CT%): Cada parcela de 5 m x 5 m estuvo sub dividida en 25 cuadrados de 1 m x 1 m (**Anexo 2**). En cada salida se seleccionó un cuadrado al azar dentro de la parcela de exclusión (**Figura 4**) a largo plazo de 1 m².

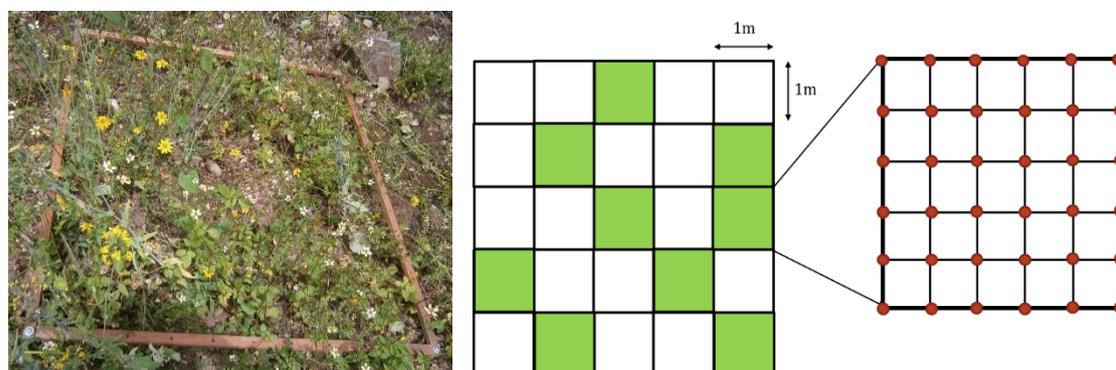


Figura 4. Cuadrado de monitoreo de Cobertura Vegetal Total (%) (Foto: V. Castro, 2016)

Para la evaluación de la CT% se utilizó una modificación y adecuación a las condiciones locales del método de evaluación de la vegetación mediante la cuadrícula modificada. El método de la cuadrícula consiste en la evaluación a través de un cuadrado de 1 m² subdividido con una grilla imaginaria, estimando la cobertura a través del número de veces que se presenta la especie en el total de puntos evaluados en la grilla imaginaria (Bonham 1989). Se estableció una grilla con divisiones cada 20 cm en los cuatro lados. Los datos se registraron en fichas según el modelo del **Anexo 1**.

Para el cálculo de la Cobertura Total (CT%) por especie se utilizó la siguiente fórmula:

$$CT\% = A/B*100$$

Donde: A= # de intersecciones de la cuadrícula donde aparece la planta

B= 25 (# de intersecciones totales)

Con los datos obtenidos se construyó una matriz de especies por fechas de muestreo para cada parcela (**Anexo 4**), que incluyó la forma de vida de la especie, la familia botánica y la CT%. Esta matriz sirvió para realizar la descripción del cambio temporal en la composición de especies, en la forma de vida dominante y en la riqueza (S) de especies. Los gráficos descriptivos fueron hechos en Microsoft Excel 2016 y los análisis fueron realizados usando el programa estadístico PAST 3.25 (Hammer *et al.* 2001).

Cobertura Vegetal Reiterada (CR%): Para la evaluación de la CR% se utilizó una modificación y adecuación a las condiciones locales del método de evaluación de la vegetación mediante la cobertura reiterada. El método de la cobertura repetida o reiterada, permite medir el número promedio de capas de follaje de una especie, al contar el número de veces (o toques) que una varilla contacta cada especie al descender a través de la vegetación hasta el suelo (Mateucci y Colma 1982). De esta manera la unidad de medición fue un cuadrado de 1 m de lado subdividido cada 20 cm en el cual, se evaluó los toques de la planta con la varilla en la vertical, hasta la altura máxima de la planta. Los datos se registraron en fichas según el modelo del Anexo 1.

Contando el número de toques de la planta con la varilla de cobertura, se estableció la Cobertura Reiterada (%) de la planta (**Figura 5**), es decir, la cobertura que presentó la planta, en bloques de 10 cm sobre el suelo. Para el análisis se recurrió a la selección de las especies que acumularon sobre 60% de CT a lo largo de todo el muestreo. Esta selección fue restringida además a aquellas especies que registraron presencia en más de la mitad de monitoreos en cada localidad. Luego de esta selección, a cada especie se le calculó el valor de CR% en cada bloque de 10 cm sobre el suelo y se comparó el cambio de las alturas y en qué estrato se acumula la cobertura luego de inducida la sucesión, con respecto al estado inicial.

Para la medición de la Cobertura Reiterada (%) por especie se utilizó la siguiente fórmula para cada altura:

$$CR\% = A_i/B * 100$$

Donde: A= # de toques de la vara de CR con la especie para la altura i
 B= total de toques de la vara de CR de toda la planta
 i= alturas sobre el suelo cada 10 cm

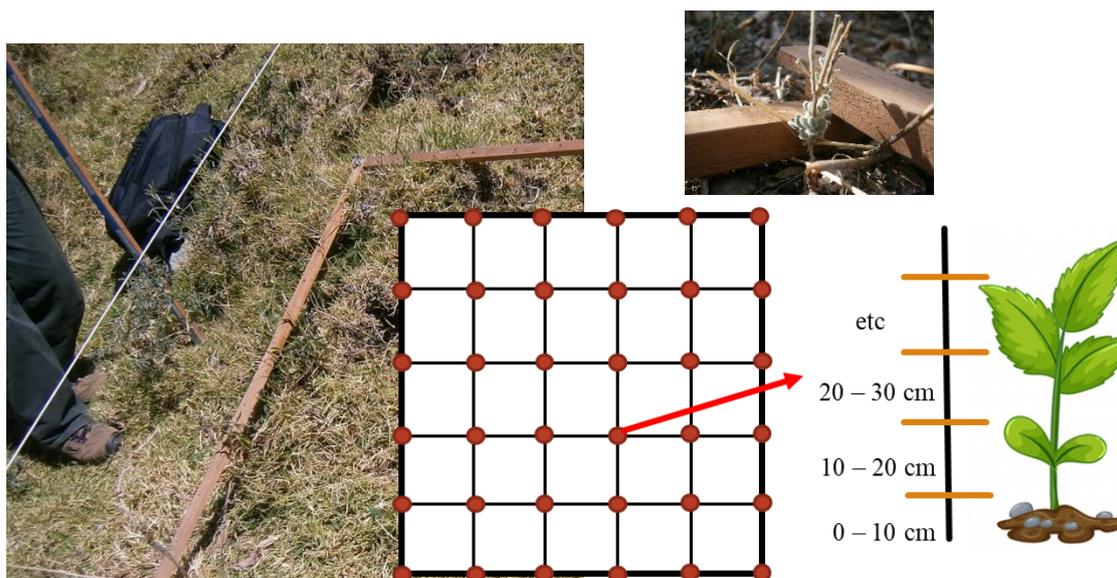


Figura 5. Registro de Cobertura Vegetal Reiterada (%) (Foto: V. Castro, 2015)

Con las especies que obtuvieron sobre el 60% de CT%, se construyó una matriz de especies y CR%. Se analizó el cambio de la CR% cada 10 cm sobre el suelo, en las especies de la selección anterior que estuvieron presentes en al menos la mitad de monitoreos en cada localidad. Los gráficos descriptivos fueron hechos en Microsoft Excel 2016 y los análisis fueron realizados usando el programa estadístico PAST 3.25 (Hammer *et al.* 2001).

En caso se desconociera la identidad taxonómica de la planta se colectó un ejemplar fuera de las parcelas de exclusión a largo plazo, de acuerdo a la técnica de colección directa (INBio 2008; Mesa y Bernal 2005; Camara y Díaz 2013) y su procesamiento posterior (APG 2016; Brako y Zarucchi 1993).

3.2.4. Medición de la biomasa vegetal aérea en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

Se utilizó el método destructivo (**Figura 6**), que consiste en retirar o extraer parte o la totalidad de la cobertura vegetal de un área dada dentro del ecosistema que se desea evaluar considerando no solo los individuos de porte arbóreo sino también los de porte arbustivo y herbáceo. Una vez extraído el material vegetal se determinó su biomasa, pesando directamente cada componente (Fonseca *et al.* 2009, Rüginitz *et al.* 2009).



Figura 6. Procesamiento de la Biomasa Total, del campo al gabinete
(Foto: A. Wetzell, 2017)

El material vegetal inicial, fue pesado y luego empacado en bolsas de papel, debidamente rotuladas para ser llevadas luego al laboratorio del Jardín Botánico “Octavio Velarde Nuñez” de la Universidad Nacional Agraria La Molina, para su posterior secado y procesamiento. Una vez que el material vegetal fue procesado y secado en una estufa a 70° C durante 72 horas, la biomasa vegetal aérea seca fue pesada. Con estos datos se construyeron gráficas de dispersión de la Biomasa Total (g/m^2) para conocer la tendencia del cambio de dichos ecosistemas a lo largo del tiempo que ha durado el proceso de sucesión temprana. Los gráficos descriptivos fueron hechos en Microsoft Excel 2016.

3.2.5. Descripción de las trayectorias sucesionales de la diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

Las descripciones de las trayectorias se hicieron de manera individual para cada localidad, utilizando la matriz de CT% por especie y por fecha de monitoreo. Esto permitió caracterizar las localidades sobre la base de su composición de especies, formas de vida vegetales y diversidad. Los gráficos descriptivos fueron hechos en Microsoft Excel 2016 y los análisis fueron hechos usando el programa estadístico PAST 3.25 (Hammer *et al.* 2001).

Cambio en las formas de vida: El hábito de las plantas, también conocido como forma de vida vegetal, es la apariencia o tipo de crecimiento característico de una especie de planta, la cual incluye el tamaño, la configuración y la orientación del crecimiento (Matteucci y Colma 1982). Se utilizó la clasificación de formas de vida de Kùchler y Zonneveld (1988), adaptada a las condiciones de Cajatambo, de la cual se consideraron 8 categorías: gramínea, latifoliada herbácea, latifoliada perennifolia, latifoliada caducifolia, suculenta de tallo, suculenta de hoja, trepadora y parásita. En cada muestreo se registró la forma de vida de las especies y éstas se agruparon en las mencionadas categorías.

Similaridad Espacial: Con la matriz de presencia y ausencia de las especies y sus ubicaciones en los cuatro agroecosistemas (**Anexo 3**) se realizó un análisis de conglomerados o análisis Cluster y se usó el índice de Similaridad de Raup Crick, el cual es un índice no métrico probabilístico que utiliza datos de presencia y ausencia de especies y se basa en la probabilidad de encontrar al menos j especies compartidas entre comunidades en comparación (Legendre y Legendre 2012). Este análisis permitió establecer grupos de parcelas en base a su composición de especies.

Similaridad Temporal: Con la matriz de cambio de la CT% de las especies en las temporadas de muestreo (**Anexo 4**), se analizó cada parcela por separado, utilizando para esto un Escalamiento No Métrico Multidimensional (nMDS en inglés), prueba que se basa en establecer una relación no lineal entre la disimilitud, similitud, o relaciones ordinales entre elementos en el plano cartesiano (Ramírez 2005). Una característica particular del nMDS es que intencionalmente no toma en cuenta las distancias absolutas y que no necesita cumplir algún supuesto, pero si contar con dos o más variables ordinales o de presencia/ausencia (Hammer *et al.* 2001). Para este análisis se seleccionó el índice de Similaridad de Bray-Curtis y se tomó en cuenta el valor de Stress (entre 0 y 1) proporcionado por el software para verificar si el agrupamiento era apropiado. Mientras mayor sea la diferencia entre las disparidades y las distancias, mayor será el Stress y por tanto peor será el modelo (Hammer *et al.* 2001). Si el valor de Stress es menor de 0.05, se consigue un modelo excelente, que representa cercanamente a la realidad. Si el valor es menor de 0.1 se presenta un buen modelo de ordenamiento que tiene una baja probabilidad de mala interpretación. Si el valor es menor de 0.2, todavía se tiene un modelo potencialmente útil, que debe contrastarse con los datos reales (Clarke y Warwick 2001).

Estos grupos luego fueron verificados aplicando un Análisis no paramétrico de Similaridades (ANOSIM) para aquellos grupos que tuvieran al menos dos elementos, al comparar distancias entre grupos. El ANOSIM es una prueba que se basa en comparar las distancias entre los grupos con las distancias al interior de los grupos. Este usa el estadístico de prueba R, cuyos valores van de cero a uno: valores cercanos al cero indican que no hay disimilitud entre grupos y valores cercanos a uno indican disimilitud entre los grupos. Igualmente se seleccionó el índice de similaridad de Bray-Curtis (Hammer *et al.* 2001) y se usó la matriz de coberturas del Anexo 4.

Contribución de especies: Con la matriz de cambio de la CT% de las especies en las temporadas de muestreo (Anexo 4) se realizó un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER), el cual es un método simple para evaluar qué taxones son los principales responsables de una diferencia observada entre grupos de muestras (Hammer *et al.* 2001); de esta manera se determinó la contribución individual de cada especie a la diferenciación de grupos.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

Se encontró que tres de los cuatro agroecosistemas seleccionados mantuvieron actividad agrícola que por diversas razones cesó. Sus principales características se resumen en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características principales de los cuatro agroecosistemas evaluados

Parcela	Ocopata (OCP)	Tupicocha (TPC)	Rancas (RNC)	Ucupi (UCP)
Coordenadas geográficas	77°00'2.5" L.O 10°28'39.4" L.S.	77°01'27.9" L.O 10°27'25.3" L.S.	77°00'21.8" L.O 10°25'42.4" L.S.	76°56'36.5" L.O 10°29'54.3" L.S.
Altura (msnm)	3505	2992	3635	4220
Clima	Semihúmedo y Semifrío	Seco y Semifrío	Húmedo y Semifrío	Húmedo y Frío
Temperatura (°C)	8 a 12	12 a 16	<10	5 a 8
Pendiente (°)	40	30	30	20
Orientación	N	N	NE	S
Textura del Suelo	Franco Arcillo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco
M.O. (%)	10	5	8	8
Formación vegetal	Agricultura	Matorral	Matorral	Pajonal
Última siembra	12 años	20 años	15 años	-
Fecha de instalación	jun-15	jun-15	jun-15	dic-15
N° de muestreos	9	8	9	7

En Ocopata el cultivo principal era maíz, que se rotaba con habas, ollucos y finalmente tarwi durante los descansos. Cuando la actividad agrícola cesó se hizo una última siembra de alfalfa hace 12 años, la cual fue gradualmente infestada de *Cenchrus clandestinus* (ex *Pennisetum clandestinum*) “kikuyo”, de manera que se mantiene en descanso y se usa en la actualidad para el pastoreo de ganado vacuno. En Tupicocha, el cultivo principal era maíz, pero debido a la lejanía del agua para riego, la actividad agrícola se abandonó hace 20 años. En Rancas, el cultivo principal era papa, la cual fue reemplazada por rye grass, trébol y alfalfa, pero debido a la reducción de las actividades agrícolas en la zona por interferencia del terrorismo y el cambio hacia la ganadería, la última siembra se realizó hace 15 años. En Ucupi, la actividad principal era el pastoreo de ganado ovino, el cual se mantiene hasta la actualidad; las pasturas son naturales y nunca tuvo actividad agrícola.

De acuerdo a lo reportado por Tovar (2007), Quinteros (2009) y a la ubicación altitudinal de las parcelas a largo plazo, se puede considerar que la parcela de Tupicocha corresponde a la parte baja, entre los 2600 y 3000 msnm, el clima es seco y semifrío, con pocas precipitaciones y la temperatura promedio está entre los 12 a 16°C.

La parcela de Ocopata, entre los 3200 y 3600 msnm, corresponde a un clima semihúmedo y semifrío, con lluvias moderadas en verano y sequía moderada el resto del año, con temperaturas entre los 8 y 12°C.

La parcela de Rancas, entre los 3600 y 3900 msnm presenta un clima ligeramente húmedo y semifrío, con temperaturas por debajo de los 10°C y presencia de heladas entre los meses de junio a agosto.

Por último, la parcela de Ucupi corresponde a alturas mayores a los 3900 msnm, donde el clima es moderadamente húmedo y frío, con abundantes precipitaciones en verano, leve sequía el resto del año y temperaturas entre los 5 y 8°C, descendiendo a 0°C por las noches.

Los datos de precipitación (mm) obtenidos de la Estación Meteorológica Convencional de Cajatambo (**Figura 7**), para el periodo 2015 a 2017, indican que los meses lluviosos se concentraron entre diciembre y abril con valores máximos alcanzados en febrero y los meses secos se concentraron entre junio y agosto. El resto del año fue posible la aparición de lluvias esporádicas, lo que los caracteriza como meses intermedios. La precipitación para el año 2015 fue de 560 mm, para el año 2016 fue de 317 mm y para el año 2017 fue de 770 mm,

situando al año 2016 como el de menor precipitación y al año 2017 como el de mayor precipitación (**Figura 8**), según los datos históricos obtenidos de la EMC de Cajatambo.

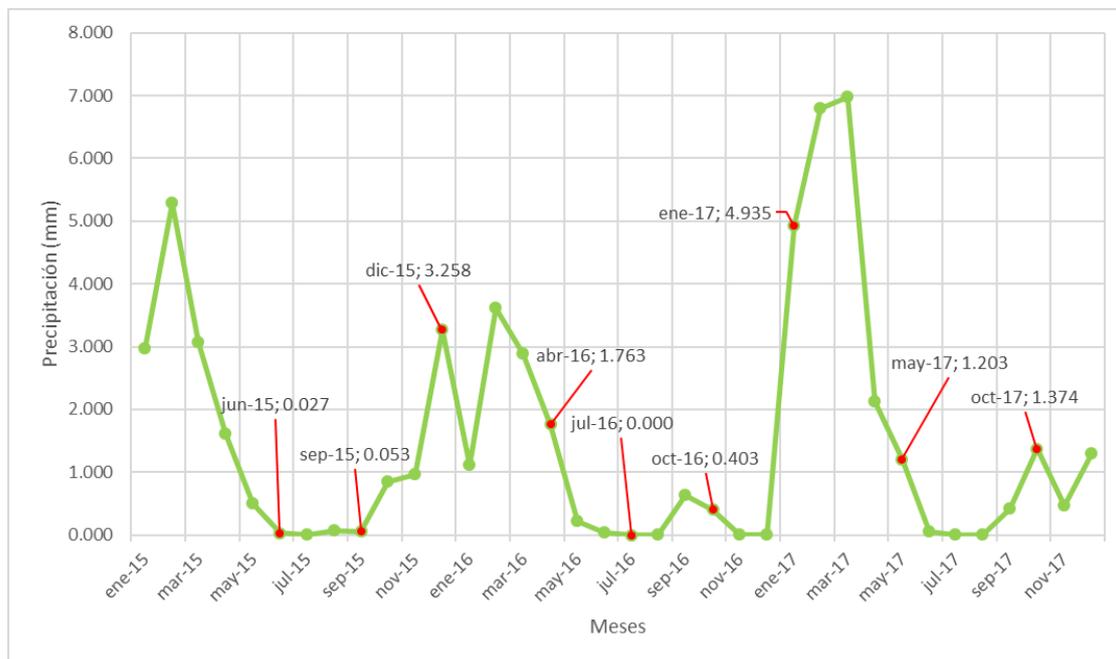


Figura 7. Evolución de la precipitación promedio mensual (mm) en el periodo de enero de 2015 a diciembre de 2017. Fuente: Estación Meteorológica Convencional Cajatambo (EMC), SENAMHI.

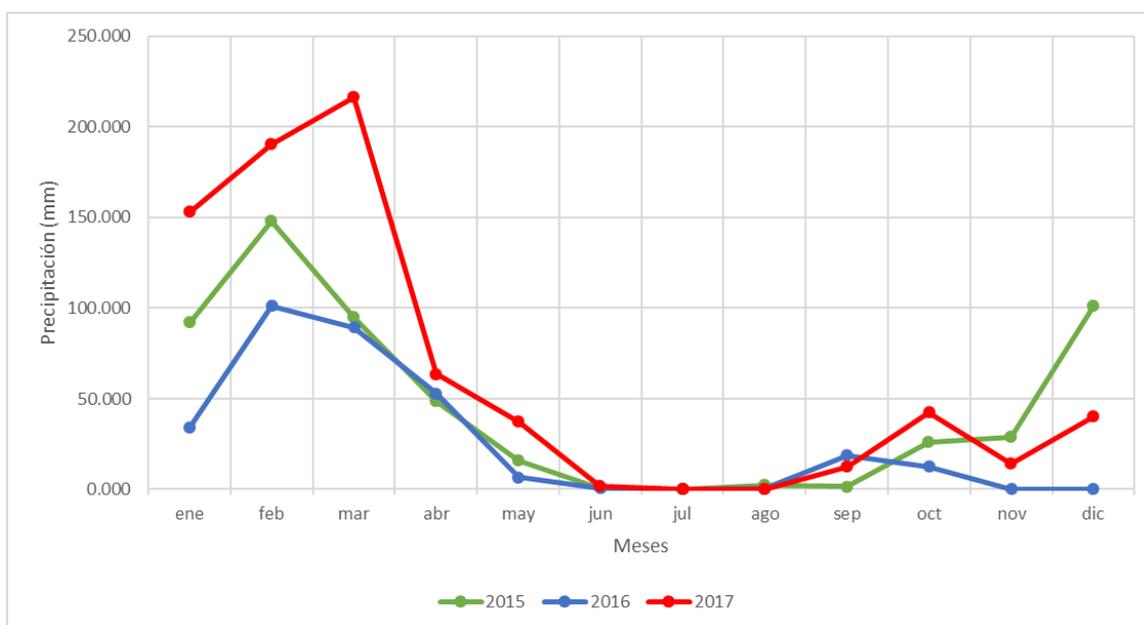


Figura 8. Comparación de la precipitación acumulada mensual (mm) durante los años 2015 a 2017. Fuente: Estación Meteorológica Convencional Cajatambo (EMC), SENAMHI.

4.2. Diversidad vegetal en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

En los cuatro agroecosistemas en evaluación se determinó una riqueza (S) de 78 especies pertenecientes a 30 familias botánicas, de las que destacaron las familias Asteraceae (16 especies), Fabaceae (11 especies), Poaceae (8 especies), Geraniaceae (3 especies), Lamiaceae (3 especies) y Rosaceae (3 especies) (**Figura 9**). El listado de las 78 especies, su forma de vida, familia botánica y agroecosistemas donde estaba presente se adjunta en el Anexo 3.

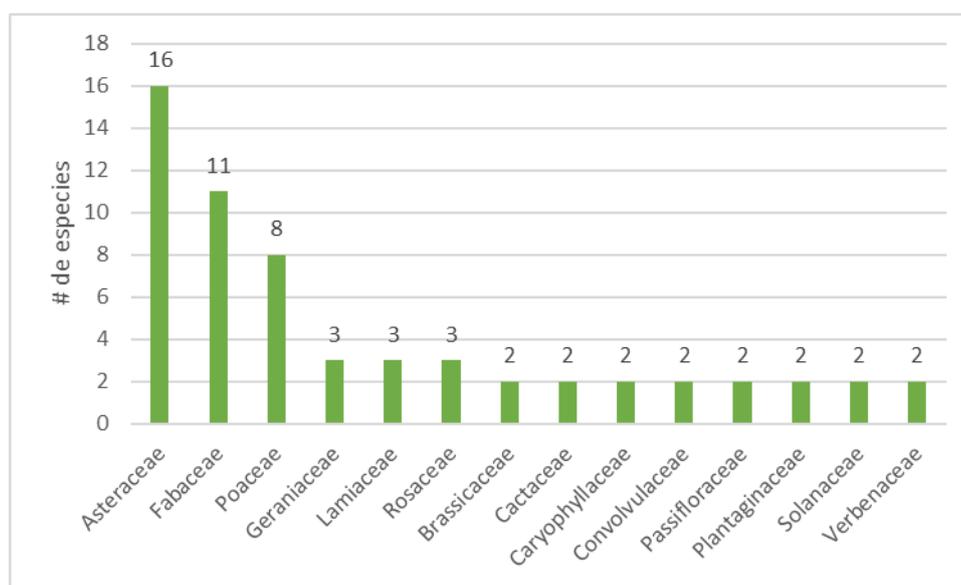


Figura 9. Principales familias de plantas y su riqueza de especies, Cajatambo (2015-2017).

La diversidad total de familias encontradas y la abundancia total de especies para las principales familias en los cuatro agroecosistemas evaluados entre el 2015 y 2017, fue consistente con lo encontrado en estudios previos hechos en valles de la Región Lima, donde se destaca la dominancia de las familias Asteraceae, Fabaceae y Poaceae. De acuerdo a Huamán *et al.* (2007) en la provincia de Barranca se registraron 68 familias, de las que destacaron Poaceae (37 especies) y Fabaceae (32 especies); Quinteros (2009) en el distrito de Cajatambo se registró 56 familias entre las que destacaron Asteraceae (55 especies) y Solanaceae (18 especies). Paulino *et al.* (2015), para la provincia de Oyón, registró 40 familias de las que destacaron Asteraceae (65 especies) y Poaceae (23 especies) y Gonzáles *et al.* (2015) registró 77 familias para la provincia de Canta, de las que destacaron Asteraceae (66 especies) y Poaceae (41 especies). De acuerdo a Gonzáles (2016), la familia Asteraceae

posee una alta riqueza de especies dentro de la flora peruana, siendo estas plantas muchas veces, elementos dominantes, que dan el aspecto fisionómico a diversas formaciones vegetales en la Región Lima.

Como se observa en la **Tabla 2**, en la parcela de Ocopata la riqueza (S) inicial fue de nueve especies, la cual se vio afectada luego de la inducción de la sucesión, con una disminución a dos especies en el siguiente muestreo. En el año 2016 se alcanzó un valor de riqueza (S) de ocho especies y el muestreo terminó con diez especies. En esta evolución temporal se observó que la diversidad (H) en promedio fue de 1.87 bits/individuo y no se presentó dominancia (D) marcada en ninguna temporada.

Tabla 2. Valores de Riqueza de especies (S), Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (H) en bit/individuo y Dominancia (D), para cada agroecosistema y fecha de monitoreo (s.d.: sin dato).

		2015			2016			2017		
		Jun.	Set.	Dic.	Abr.	Jul.	Oct.	Ene.	May.	Oct.
Ocopata	Riqueza (S)	9	2	4	8	5	6	6	9	10
	Diversidad (H)	2.4930	0.6501	1.9058	2.0934	1.3804	2.1410	1.8178	2.3285	2.0934
	Dominancia (D)	0.2206	0.7222	0.2813	0.3021	0.5191	0.27	0.378	0.2477	0.3126
Tupicocha	Riqueza (S)	28	1	1	31	31	8	9	s.d.	10
	Diversidad (H)	4.3901	0.0000	0.0000	2.9287	2.6127	2.5348	2.0097	s.d.	2.594
	Dominancia (D)	0.0562	1.0000	1.0000	0.0531	0.0548	0.1540	0.1614	s.d.	0.1536
Rancas	Riqueza (S)	30	4	2	12	10	6	4	19	11
	Diversidad (H)	4.3093	1.9751	0.9545	2.7642	2.9114	2.3718	1.9072	3.7193	2.9546
	Dominancia (D)	0.0636	0.2593	0.5313	0.2296	0.1663	0.2099	0.2778	0.0934	0.1754
Ucupi	Riqueza (S)	s.d.	s.d.	7	12	6	7	2	16	4
	Diversidad (H)	s.d.	s.d.	1.8943	3.1653	1.9736	2.5781	0.9494	3.0874	1.3388
	Dominancia (D)	s.d.	s.d.	0.3633	0.1352	0.3238	0.1852	0.5346	0.1679	0.5018

En Tupicocha, la riqueza (S) inicial fue de 28 especies, la cual disminuyó a una especie luego de la inducción de la sucesión. En el año 2016 se observó una recuperación del valor de riqueza (S) alcanzando hasta 31 especies en los meses de abril y julio y luego disminuyó hasta finalizar en un valor de diez especies. La diversidad (H) promedio fue 2.13 bits/individuo y la dominancia (D) fue baja en todas las temporadas de muestreo.

En Rancas, la riqueza (S) inicial fue de 30 especies, la cual disminuyó a cuatro especies luego de la inducción de la sucesión. La riqueza (S) aumentó a 12 especies en 2016 y el

muestreo terminó con 11 especies. La diversidad (H) fue en promedio 2.65 bits/individuo y la dominancia (D), así como ocurre en Tupicocha, fue baja en todas las temporadas de muestreo.

Finalmente, en Ucupi, la riqueza (S) inicial fue de siete especies y contrario a lo ocurrido en las demás localidades, el valor de riqueza después de la inducción fue de 12, lo que sugiere que en esta parcela la inducción produjo una desorganización de la estructura de dominancia lo que permitió el ingreso y establecimiento de otras especies que se encontraban latentes en el suelo o fueron dispersadas por el viento. El muestreo concluyó con una riqueza (S) de cuatro especies, lo que respalda la presunción de dominancia inicial. La diversidad (H) promedio fue de 2 bits/individuo y la dominancia (D), al inicio y al final del ensayo, fue media.

La descripción de la composición y estructura de una comunidad vegetal, tiene su origen en la necesidad de observar cambios espaciales y temporales en ciertos parámetros de importancia ecológica. El análisis de comunidades, a través de los valores de riqueza, índices de diversidad y su cambio temporal, permite monitorear variaciones en todo el agroecosistema; es así que la vegetación se constituye en un indicador adecuado ya que su estructura y composición reflejan los factores más importantes de un ecosistema (Matteucci y Colma 1982).

4.3. Cambio en la cobertura vegetal total (CT%) y cobertura vegetal reiterada (CR%) en parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana

4.3.1. Cobertura Vegetal Total (CT%)

Luego del registro inicial de Cobertura Vegetal Total (CT%) se procedió a inducir la sucesión retirando la cobertura aérea (junio 15). Posteriormente, se realizó la evaluación de la Cobertura Vegetal Total (CT%) durante el periodo 2015 a 2017 y se observó que luego de la inducción de la sucesión, hubo un cambio de la sumatoria total de la CT% (Anexo 4) en los cuatro agroecosistemas que siguió un patrón similar, hasta el año 2017 donde el patrón empezó a diferenciarse (**Figura 10**).

Se observó que los monitoreos donde se presentaron mayores valores de lluvia fueron diciembre de 2015 y enero de 2017, que fueron seguidos de un aumento en el valor de la sumatoria total en la CT% de todas las especies, y esta fue decreciente con el avance del tiempo. Esto permitió que la dinámica inicial de los cuatro agroecosistemas fuera similar, y

hacia el año 2017 cada parcela presentó su propia dinámica, la cual pudo deberse a la dinámica de las especies dominantes en cada espacio. Así mismo, el año 2016 correspondió a un año de menor precipitación en comparación con los años 2015 y 2017, lo que también afectó la dinámica de las especies en el año 2017.

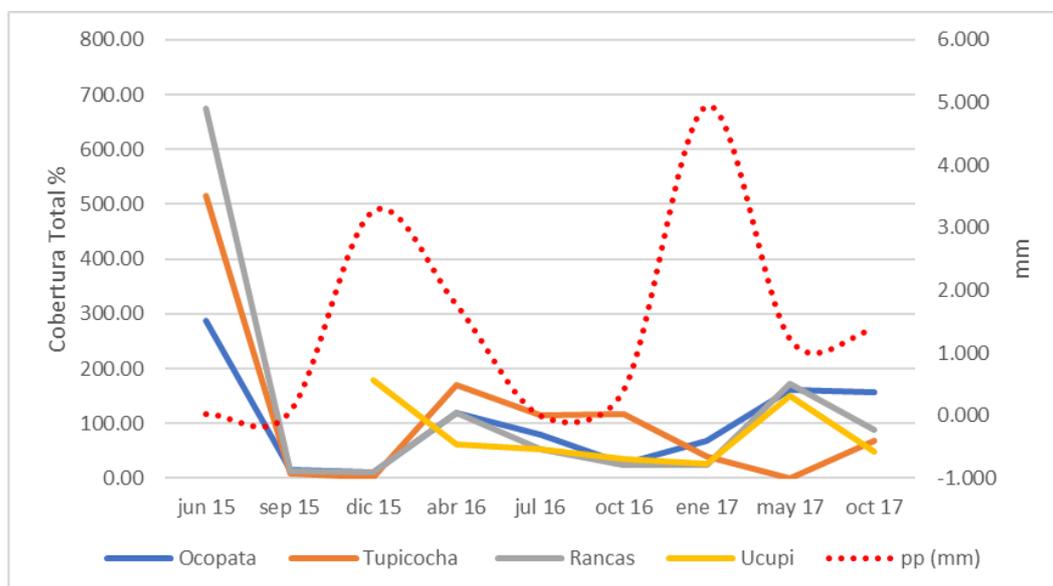


Figura 10. Evolución de Cobertura Vegetal Total (%) y de la Precipitación (mm) en los cuatro agroecosistemas en el periodo 2015 a 2017.

En las localidades de Ocopata, Tupicocha y Rancas, la principal actividad fue de naturaleza agrícola por lo que luego de la inducción de la sucesión se observó una disminución significativa de la CT% y luego una recuperación influenciada por la estacionalidad climática (Figura 10). Esta dinámica de la vegetación siguió una tendencia general hacia la recuperación, pero con particularidades en cada parcela, determinadas por su exposición, orientación y tipo de suelo.

La cobertura tiene una importante influencia, entre otros factores, en la diversidad y abundancia de las especies, por lo que su cambio temporal tendrá repercusión en diversos componentes del paisaje. Los cambios en la cobertura, en general, son controlados por el uso que se le da al suelo y estas prácticas repercuten sobre los procesos y sistemas a diferentes escalas. Este uso se condiciona por factores de tipo ambiental y productivo, los cuales son el resultado de procesos a nivel de suelo, clima, topografía, etc., pero también procesos sociales como son la producción y el consumo, los cuales son motivados por necesidades humanas (Turner *et al.* 1993). En cuanto a la evolución temporal de la CT%, se seleccionaron

aquellas especies que acumularon sobre 60% de CT a lo largo de todo el muestreo. De estos grupos, se seleccionaron las tres especies con mayor CT% acumulado en cada uno de los cuatro agroecosistemas evaluados, para el periodo 2015 a 2017.

Es así que se observa que en Ocopata, *Cenchrus clandestinus* “kikuyo” fue la especie de mayor CT% y presentó una tendencia hacia la recuperación de la cobertura mostrada antes de inducir la sucesión, con un valor que se acercó mucho al original (**Figura 11**). Cabe mencionar que esta fue la única especie que se mantuvo presente en todo el periodo de estudio y fue una invasora agresiva de campos de cultivo, lo que explica su presencia constante y su tendencia a la recuperación de la cobertura. En segundo lugar, apareció *Otholobium pubescens* “culén”, que mostró una tendencia general de recuperación, pero fue más dependiente de la estación y por tanto del agua, por lo que no estuvo presente en todas las evaluaciones. En tercer lugar, apareció *Medicago polymorpha* “carretilla”, que es frecuente en Cajatambo, debido a su palatabilidad y buena calidad, sus sistemas de dispersión asociadas a animales (el fruto es una legumbre espinosa, aplanada y enrollada que se adhieren al pelo) y a que, al ser una fijadora de nitrógeno (Heuzé *et al.* 2016) es mantenida en el campo durante el deshierbe, por lo que se encuentran semillas en el suelo.

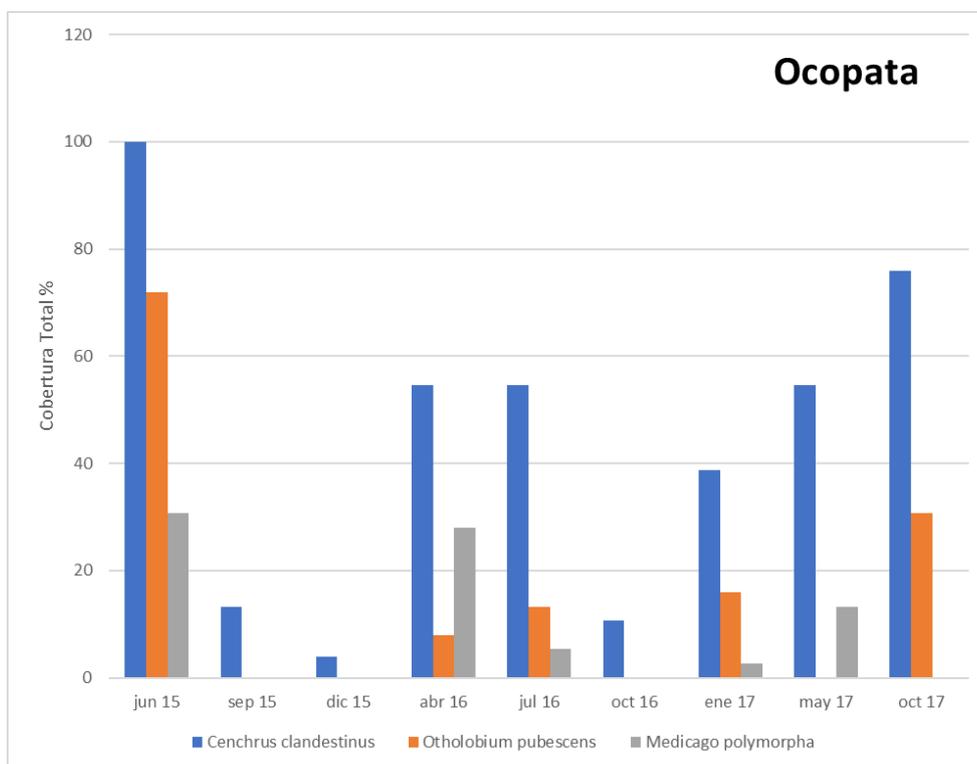


Figura 11. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Ocopata.

En Tupicocha, *Bidens pilosa* “amor seco” fue la especie de mayor cobertura y estuvo presente en la mayor parte de los monitoreos, lo que se puede explicar por su carácter ruderal y sus estrategias reproductivas a través de numerosas semillas livianas, las cuales son dispersadas por los animales, el agua y el viento (Akobundu y Agyakwa 1989). En segundo lugar, apareció *Aldama helianthoides* “rudua” pero esta mostró una tendencia a la disminución en el tiempo pues en esta parcela la inducción de la sucesión favoreció la aparición de competidoras que dominaron por temporadas (**Figura 12**). Esta especie fue oportunista por lo que su dinámica de crecimiento está relacionada a la disponibilidad de agua y presencia de especies competidoras. En tercer lugar, se presentó *Medicago polymorpha* “carretilla”.

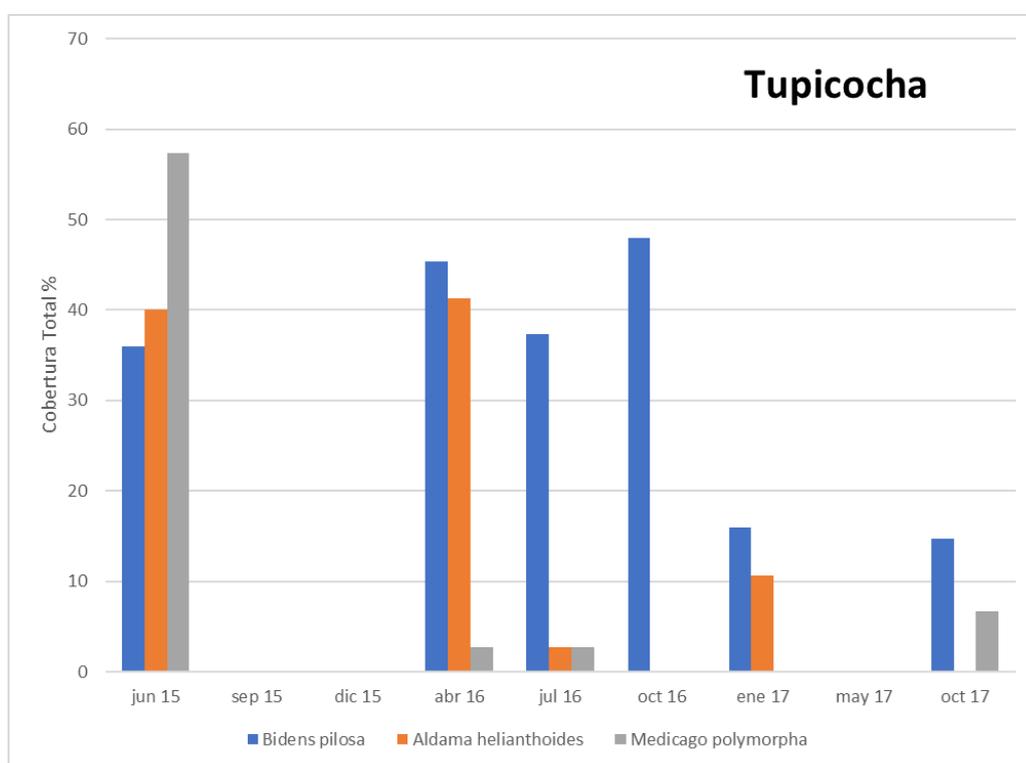


Figura 12. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Tupicocha.

En Rancas, *Eragrostis* sp. fue la especie con mayor cobertura, la cual estaba acumulada antes de la inducción de la sucesión y volvió a aparecer en el segundo año (**Figura 13**). Una dinámica muy semejante siguió la segunda especie importante, *Paspalum* sp., con un alto valor de cobertura antes de inducir la sucesión y posterior reaparición en los monitoreos finales. Ambas especies pertenecen a la familia Poaceae, por lo que su propagación es por semilla y por rizoma, lo que podría influenciar en la demora en la recolonización del espacio.

Otra especie importante fue *Ambrosia arborescens* “marco”, que fue una de las pocas especies leñosas del grupo, por lo que la inducción de la sucesión tuvo un gran efecto en su cobertura que se vio disminuida y tardó en recuperarse hasta formar apropiadamente sus estructuras leñosas. Para cuando esto sucedió, los espacios ya habían sido ocupados por otras competidoras, por lo que su cobertura disminuyó.

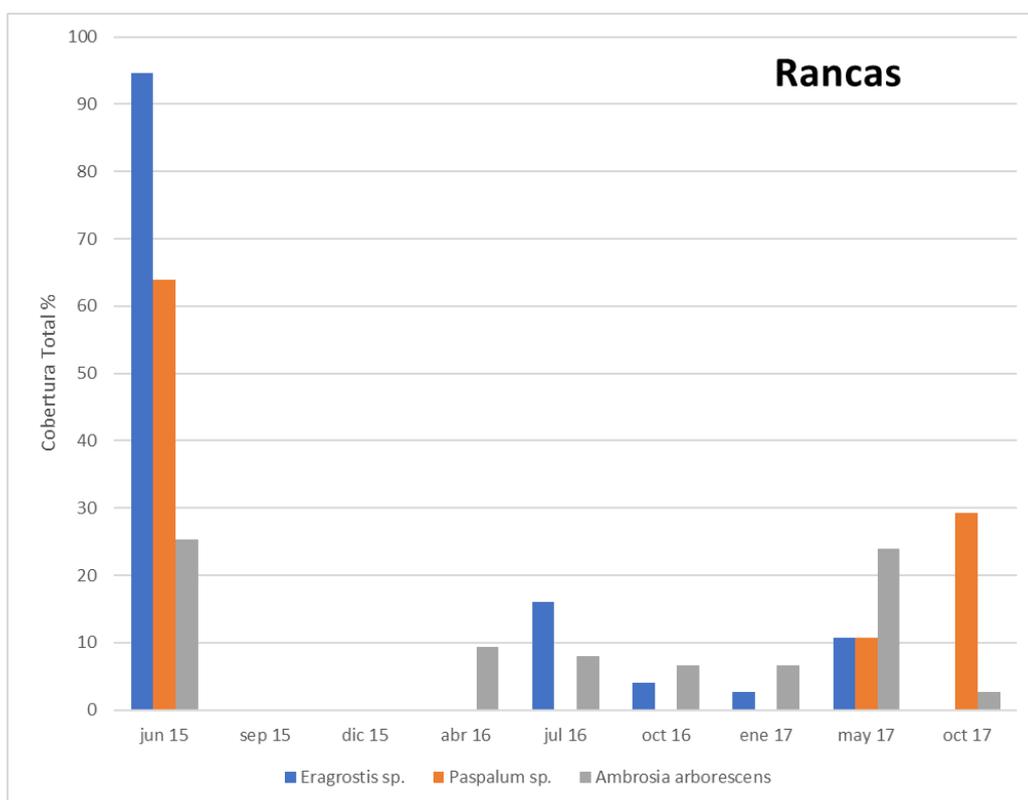


Figura 13. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Rancas.

Finalmente, en Ucupi, *Calamagrostis vicunarum* “crespillo” fue la especie de mayor cobertura y presentó una tendencia hacia la recuperación de la cobertura inicial, siendo aquí la única especie que se mantuvo presente en todos los monitoreos (Figura 14).

En cuanto a la contribución porcentual de las especies a la cobertura total, se puede señalar que en Ocopata se registraron 22 especies en total y solo dos especies (*Cenchrus clandestinus*, *Otholobium pubescens*) contribuyeron con el 60% de la cobertura total. En Tupicocha se registraron 31 especies en total y de éstas, ocho especies (*Bidens pilosa*, *Aldama helianthoides*, *Medicago polymorpha*, *Cenchrus clandestinus*, *Minthostachys mollis*, *Citharexylum cf. dentatum*, *Ophryosporus peruvianus* y *Dalea exilis*) contribuyeron con el 60% de la cobertura total. En Rancas se registraron 39 especies en total y de éstas,

nueve especies (*Eragrostis* sp., *Paspalum* sp., *Ambrosia arborescens*, *Lupinus ballianus*, *Calceolaria cuneiformis*, *Trifolium repens*, *Ageratina stembergiana*, *Ullucus tuberosus* y *Gomphrena globosa*) representaron el 60%. Finalmente, en Ucupi se registraron 20 especies en total y de éstas, tres especies (*Calamagrostis vicunarum*, *Perezia coeruleascens* y *Lachemilla pinnata*) contribuyeron con el 60% de la cobertura total.

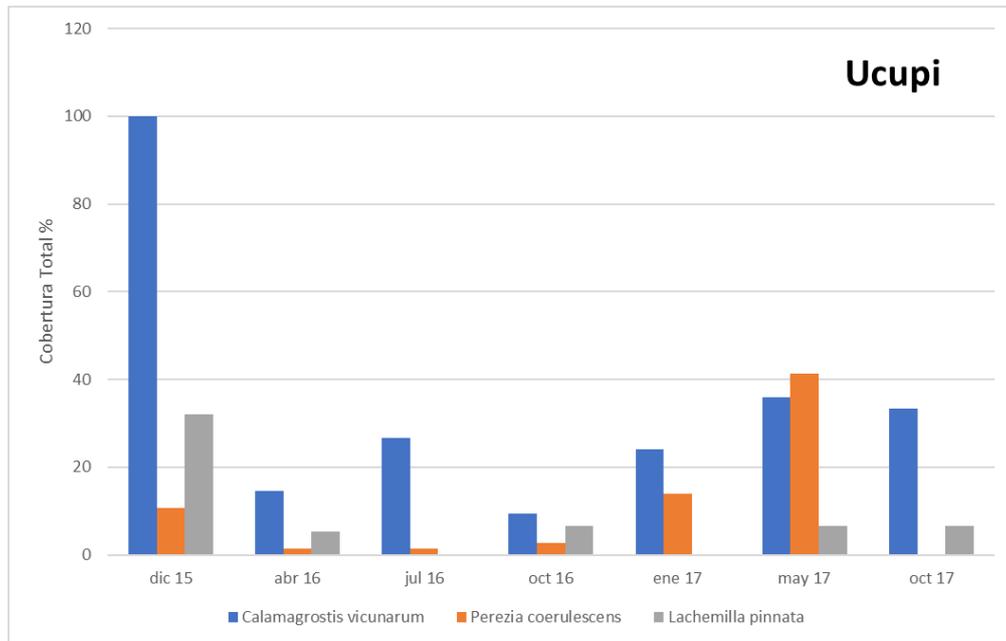


Figura 14. Cambio en la Cobertura Vegetal Total (%) en el periodo 2015 a 2017 de las principales especies de Ucupi.

Estos resultados muestran que las parcelas de matorral (Tupicocha y Rancas) fueron las de mayor riqueza de especies, sin embargo, estas especies contribuyeron poco a la cobertura total. En el caso de Ocopata y Ucupi, hubo menor riqueza de especies, pero estas especies tuvieron una gran contribución a la cobertura total. Es así que, en las parcelas de menor riqueza, la dinámica de la cobertura terminó estando condicionada por la dinámica de las especies dominantes. Esto no se observó en las parcelas de mayor riqueza, puesto que no hubo dominancia marcada de ninguna especie a lo largo de las evaluaciones.

4.3.2. Cobertura Vegetal Reiterada (CR%)

En Ocopata las especies que registraron más del 60% de CT y estuvieron presentes en al menos cinco monitoreos (de los nueve en total) fueron *Cenchrus clandestinus* “kikuyo” y *Otholobium pubescens* “culén”. La primera especie (**Figura 15**) se encontró presente en los 9 monitoreos; en el primero (junio 2015) estuvo muy bien distribuida en toda la parcela, con

plantas que alcanzaron hasta 30 cm de altura, aunque el 55% de la cobertura se concentró en los primeros 10 cm. Luego de la inducción de la sucesión, las plantas mantuvieron cobertura en los primeros 10 cm y es en el último monitoreo (octubre 2017) que algunas plantas alcanzaron nuevamente los 30 cm de altura, aunque en este estrato solo se concentró un 2% de la cobertura. La segunda especie (Figura 15) se encontró en cinco de nueve muestreos; en el primero (junio 2015) las plantas alcanzaron hasta 120 cm de altura, concentrando la mayor cobertura entre los 10 y 50 cm sobre el suelo. Después de un año de la inducción de la sucesión, la especie reapareció, concentrando su cobertura por debajo de los 10 cm sobre el suelo. Hasta la finalización del ensayo (octubre 2017), las plantas alcanzaron 120 cm de altura, con una distribución más uniforme de coberturas en cada estrato sobre el suelo.

El “kikuyo” y el “culén” son especies de hábitos distintos, graminoide y latifoliada perennifolia, respectivamente (Küchler y Zonneveld 1988), y por tanto era de esperar que sus distribuciones sobre el suelo fueran diferentes y mostraran las necesidades de ramificación vegetativa y reproductiva de ambas especies. En ambos casos se comprobó que la cobertura se concentró sobre los primeros 10 cm sobre el suelo luego de inducida la sucesión y ambas especies alcanzaron sus alturas originales en el periodo de muestreo.

En Tupicocha, las especies que registraron más del 60% de CT y además estuvieron presentes en al menos cuatro monitoreos (de los ocho en total) fueron *Bidens pilosa* “amor seco”, *Aldama helianthoides* “rudua”, *Medicago polymorpha* “carretilla”, *Cenchrus clandestinus* “kikuyo” y *Ophryosporus peruvianus* “mala mujer”.

El “kikuyo” (**Figura 16**) se encontró presente en siete de ocho monitoreos; en el primero (junio 2015) presentó plantas que alcanzaron hasta 30 cm de altura, el 69% de la cobertura se concentró en los primeros 10 cm. Luego de la inducción de la sucesión, este mantuvo cobertura en los primeros 20 cm y fue en el último monitoreo (octubre 2017) que algunas plantas alcanzaron nuevamente los 40 cm de altura. Las alturas que superaron los 30 cm (octubre 16 y 17) se presentaron en plantas con ramas que se enredaron sobre otras y crecieron sobre ellas. El “amor seco” (Figura 16) estuvo presente en seis de ocho monitoreos y alcanzó el mayor valor de CT% en Tupicocha. Esta latifoliada herbácea se encontró al inicio del registro (junio 15) con plantas que alcanzaron los 80 cm y concentraron el 80% de la cobertura en los primeros 40 cm sobre el suelo. La distribución de alturas y cobertura se mantuvo con pocas variaciones durante todo el monitoreo, para finalizar el muestreo (octubre 17) con plantas que se concentraron hasta los 20 cm sobre el suelo.

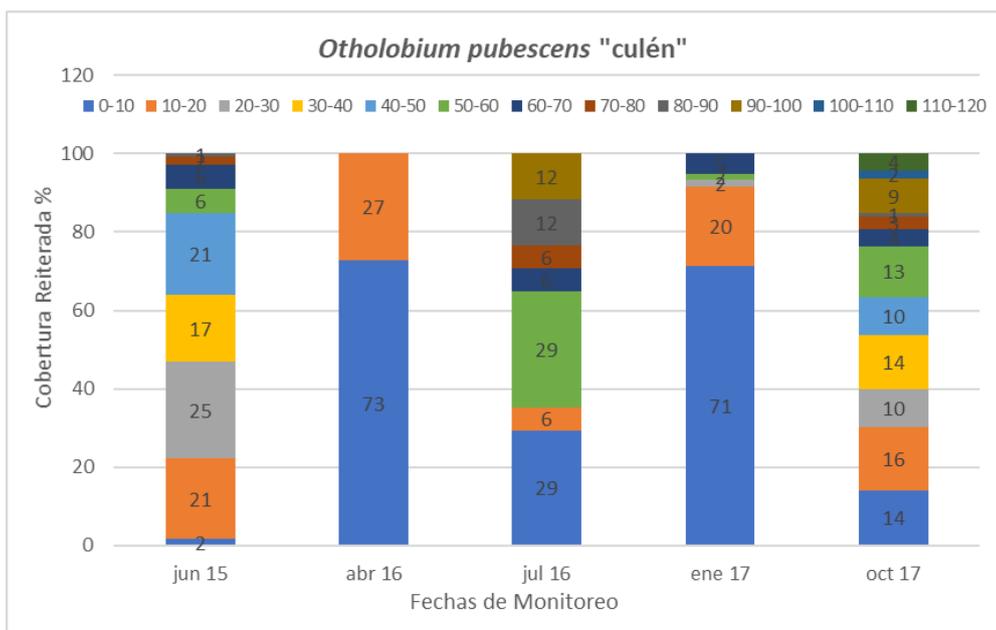
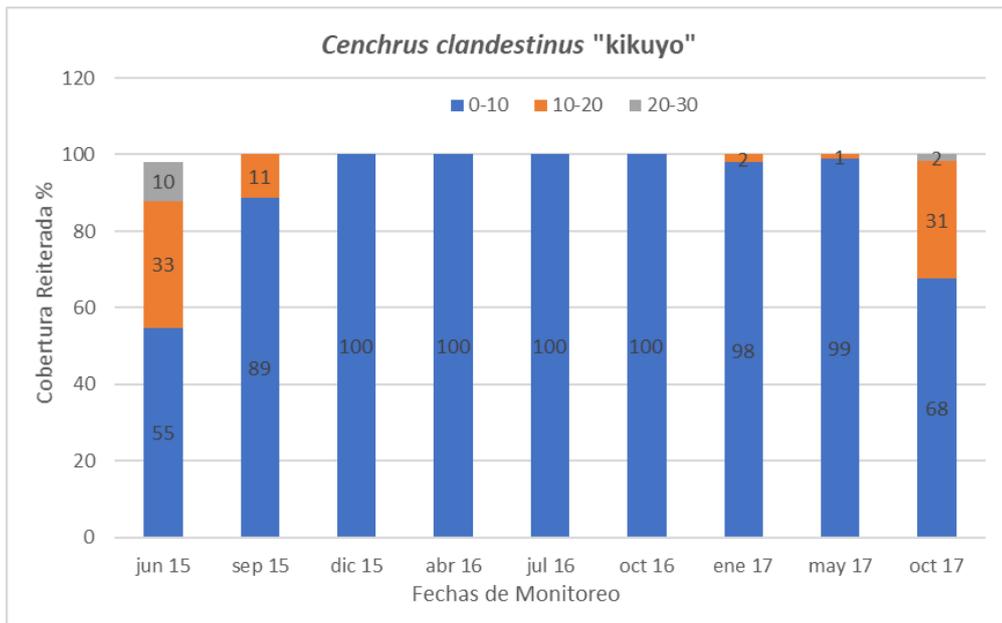


Figura 15. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “kikuyo” y “culén” en Ocopata en el periodo 2015 a 2017.

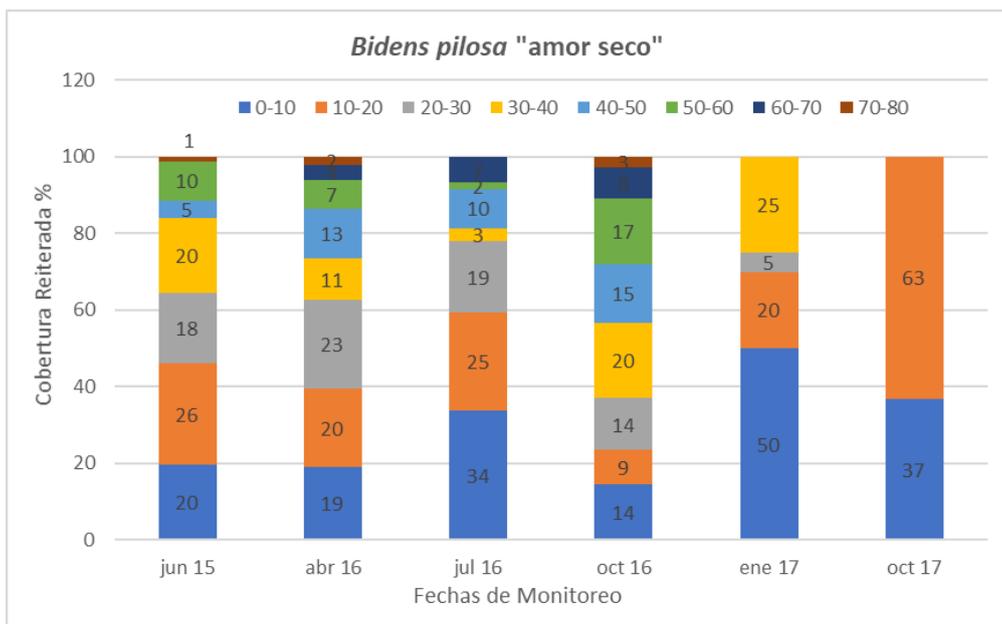
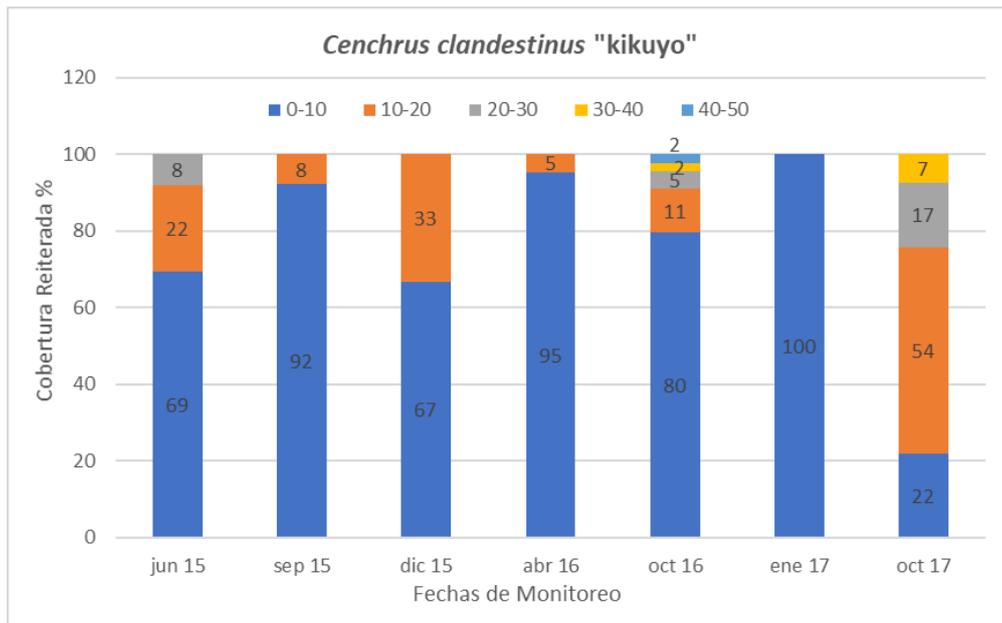


Figura 16. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “kikuyo” y “amor seco” en Tupicocha en el periodo 2015 a 2017.

Las especies “mala mujer” y “rudua”, pertenecientes también a la familia Asteraceae y ambas latifoliadas herbáceas (Küchler y Zonneveld 1988), se presentaron en cuatro de ocho monitoreos, alcanzando hasta 120 cm sobre el suelo, con una representación equitativa de la cobertura en todos los estratos sobre el suelo. Luego de la inducción ambas especies desaparecieron, presentándose en el segundo año, alcanzando alturas de planta hasta de 90 cm. En el caso de estas tres especies de Asteraceae, se observó que, las características del año 2016, un año menos lluvioso, se reflejaron en el año 2017, donde las plantas fueron pequeñas y no superaron los 20 cm, concentrando la cobertura en los primeros 10 cm. Por último, la “carretilla” se presentó en cuatro de ocho monitoreos. Esta especie latifoliada herbácea es frecuente en Cajatambo, y se mantuvo concentrada por debajo de los 20 cm, lo que hizo que en general el suelo tuviera gran disponibilidad de semillas de esta especie que aprovecharon la humedad para germinar, por lo que se les encontró pasadas las lluvias.

En Rancas, las especies que registraron más del 60% de CT y además estuvieron presentes en al menos cinco monitoreos (de los nueve en total) fueron *Eragrostis* sp., *Ambrosia arborescens* “marco”, *Lupinus ballianus* “pushka”, *Calceolaria cuneiformis* “zapatito” y *Trifolium repens* “trébol blanco”.

El “marco”, una latifoliada perennifolia (Küchler y Zonneveld, 1988), estuvo presente en siete de nueve monitoreos (**Figura 17**); esta especie se encontró en el muestreo inicial (junio 15) con individuos de hasta 140 cm, con follaje desarrollado y tallos lignificados; la cobertura estuvo distribuida principalmente entre los 40 y 120 cm sobre el suelo. Luego de inducir la sucesión, las plantas desaparecieron en lo que queda del 2015 y volvieron a estar presentes todo el 2016 y 2017. Se observó que en cada monitoreo el “marco” fue recobrando su altura y distribuyendo la cobertura en los diferentes estratos sobre el suelo. En el último monitoreo se observó plantas de hasta 10 cm, lo que indicó la germinación de semillas y establecimiento de nuevas plantas posterior a la época de lluvias. Otra latifoliada perennifolia, la “pushka” (Küchler y Zonneveld 1988), estuvo presente en seis de nueve monitoreos (Figura 17); esta especie se encontró al inicio del muestreo (junio 15) con individuos de hasta 110 cm de altura y luego de la inducción la cobertura se concentró totalmente debajo de los 10 cm. Posteriormente, las plantas fueron ganando altura aprovechando las lluvias y alcanzaron a concentrar la cobertura entre los 20 y 40 cm sobre el suelo (mayo y octubre 17).

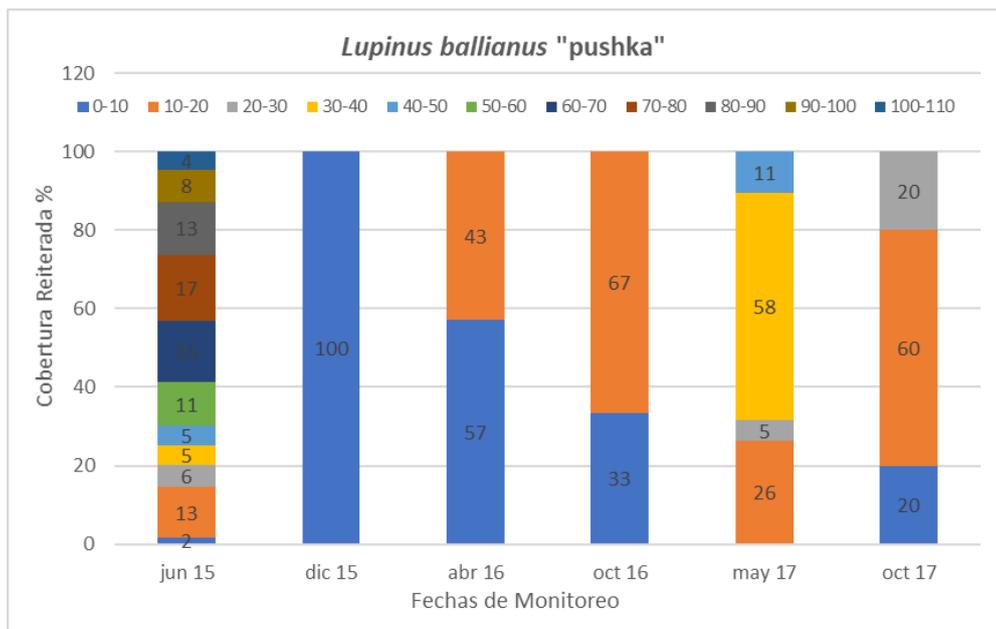
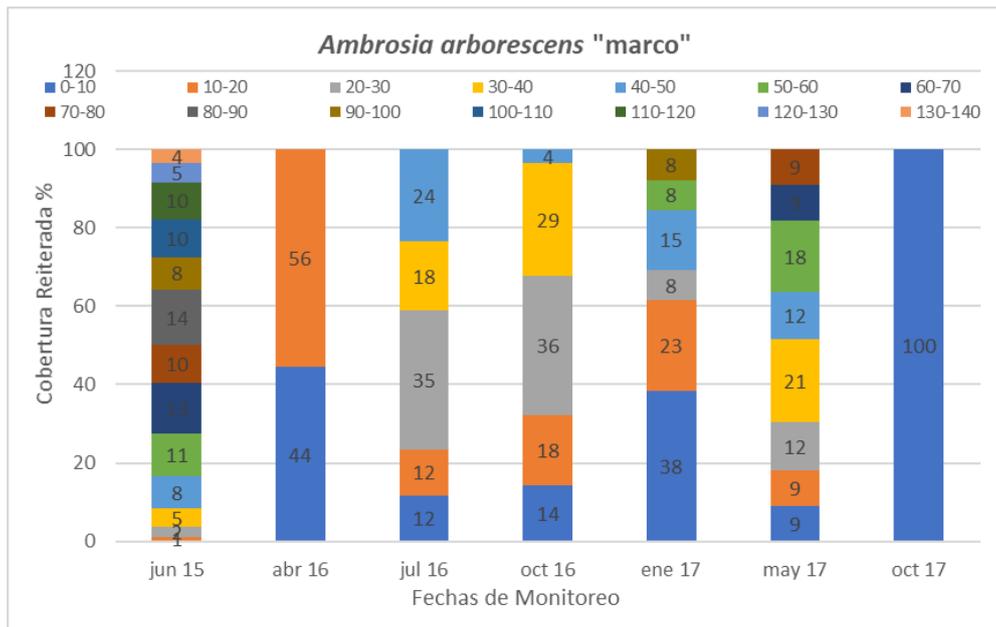


Figura 17. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “marco” y “pushka” en Rancas en el periodo 2015 a 2017.

La estructura de las latifoliadas herbáceas y gramínea (Küchler y Zonneveld 1988) como son el “zapatito”, el “trébol blanco” y una especie no determinada del género *Eragrostis*, respectivamente, fue diferente porque éstas concentraron más del 50% de su cobertura por debajo de los 20 cm sobre el suelo, patrón que dominó en los muestreos donde estuvieron presentes.

Finalmente, en Ucupi, las especies que registraron más del 60% de CT y además estuvieron presentes en al menos cuatro monitoreos (de los siete en total) fueron *Calamagrostis vicunarum* “crespillo” y *Perezia coeruleascens* “escorzonera”. El “crespillo” (**Figura 18**), una gramínea (Küchler y Zonneveld 1988), estuvo presente en los siete monitoreos y fue la especie con mayor valor de CT% acumulada en todo el monitoreo. Al inicio del monitoreo (junio 15) las plantas alcanzaron altura de 30 cm, con el 90% de la cobertura acumulada debajo de los 10 cm sobre el suelo. Luego de la inducción de la sucesión, la cobertura se mantuvo acumulada bajo los 10 cm y en 2017 las plantas empezaron a presentarse en estratos a mayor altura, principalmente debido a la formación de espigas en la etapa de floración y fructificación. A pesar de esto, el “crespillo” acumuló más del 75% de su cobertura hasta los 10 cm sobre el suelo. La “escorzonera”, una latifoliada herbácea (Küchler y Zonneveld 1988), estuvo presente en seis de siete monitoreos; esta especie inició el monitoreo con el 100% de su cobertura por debajo de los 10 cm sobre el suelo y de esta manera se mantuvo durante todos los muestreos, estando ausente en el muestreo final (octubre 17). Este comportamiento es característico de las plantas de altura, las cuales son rizomatosas, se asocian en matas o en cojines y poseen hojas en roseta, cercanas al suelo (Flores *et al.* 2005).

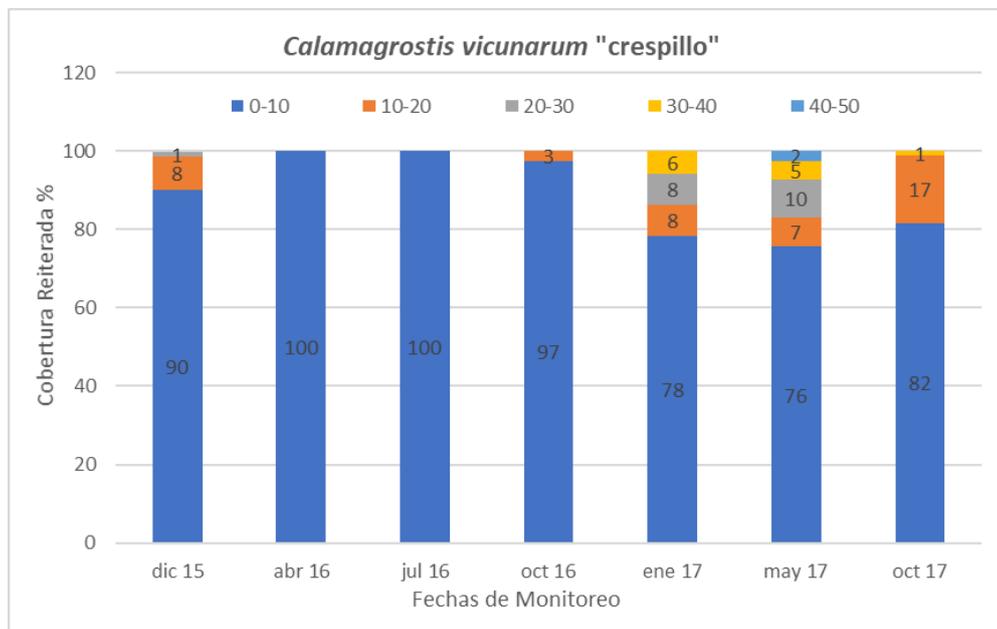


Figura 18. Cambio en la Cobertura Vegetal Reiterada (%) de “crespillo” en Ucupi en el periodo 2015 a 2017.

Los resultados sugieren que al inicio del muestreo los matorrales (Tupicocha y Rancas) estaban representados, además de por el alto número de especies (31 y 39, respectivamente), por arbustos y hierbas de altura considerable para la forma de vida, las cuales distribuyeron su cobertura en diferentes estratos sobre el suelo (Ej. “marco”, “pushka”, “rudua”, “mala mujer”). Se observó que, al inducir la sucesión, las plantas reaparecieron luego de una o dos temporadas de muestreo y concentraron su cobertura principalmente por debajo de los 10 cm, lo que indica que hubo regeneración de individuos, pero indica que el tiempo de monitoreo fue insuficiente para observar el establecimiento de las estructuras leñosas observadas antes de inducir la sucesión. Sin embargo, se puede inferir que la desaparición temporal de las leñosas fue favorable para el ingreso al sistema de herbáceas que aprovecharon las condiciones favorables para reproducirse y dejar semillas en el suelo, antes de ser en muchos casos, desplazadas por las leñosas. Esto se observa en el Anexo 4, donde se puede notar que especies como *Taraxacum officinale* o *Erodium cicutarium*, ambas especies oportunistas, que se consideran malezas (Espinosa y Sarukhán 1997) se presentaron en un único muestreo posterior a la sucesión y no aparecieron en ningún otro muestreo.

4.4. Medición de la Biomasa Vegetal Aérea (Biomasa Total)

La tendencia mostrada por la Biomasa Vegetal Aérea (Biomasa Total) fue consistente con la mostrada por la cobertura vegetal total en cada fecha de muestreo. Los datos de Biomasa Total (g/m^2) para cada agroecosistema se muestran en el **Anexo 5**.

En la **Figura 19** se muestra la evolución de la Cobertura Total (CT%) y de la Biomasa Total (g/m^2) de la parcela de Ocopata y se observa una caída en los valores de biomasa total luego del retiro de la cobertura vegetal aérea y una posterior recuperación, que presentó picos de aumento en las fechas que coinciden con la época lluviosa y un descenso de los valores en las épocas secas.

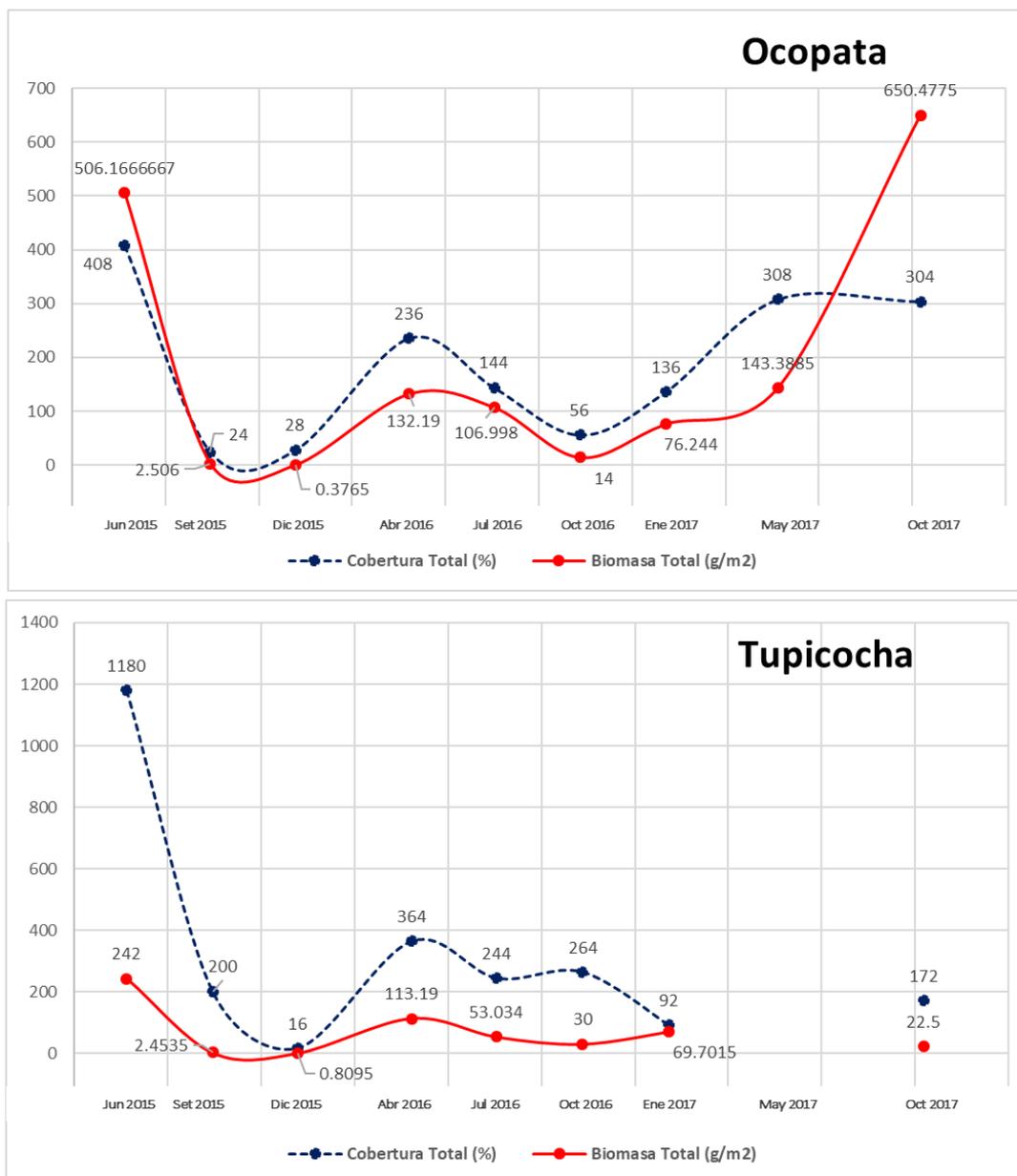


Figura 19. Evolución de la Biomasa Total (g/m²) y la Cobertura Total (%) en el periodo 2015 – 2017 en Ocopata y Tupicocha.

De los cuatro agroecosistemas evaluados, Ocopata fue el único que mostró una recuperación de la BT (g/m²) original (clímax) que fue retirada y mostró además una clara tendencia hacia la recuperación de ambos parámetros desde el segundo año. Así mismo, presentó una tendencia hacia la recuperación de la CT% mostrada antes de inducir la sucesión, cuyo valor final se acercó mucho al valor inicial (clímax), tal como se muestra en la Figura 19.

En las parcelas de Tupicocha (Figura 19) se observó una disminución de la CT% en el tiempo. En esta parcela la inducción de la sucesión favoreció la aparición de competidoras que dominaron por temporadas; el periodo de recuperación fue mayor y el cambio más lento.

Esta tendencia se graficó mejor en la curva de BT (g/m^2) y explica por qué esta parcela no siguió el patrón de cambio y sucesión de las otras tres parcelas, lo cual podría explicarse porque esta parcela fue la de menor altura, correspondió a un tipo de matorral seco y fue la parcela con más años de abandono.

En Rancas (**Figura 20**), la CT% presentó una dinámica similar a la de Ocopata, aunque el cambio fue más lento. Cabe mencionar que Rancas se ubicó en la formación vegetal de matorral y presentó especies arbustivas y leñosas. Se observó que el periodo en que se manifestó una mayor producción de BT (g/m^2) se dio a partir del segundo año de medición, es decir, luego de transcurrido un año desde la extracción inicial de la cobertura vegetal de las parcelas.

Finalmente, en Ucupi se observó una recuperación muy lenta de la CT% (Figura 20) llegando a alcanzar un valor equivalente a la CT% inicial. Así mismo hubo una mayor producción de BT (g/m^2) asociada a los periodos inmediatos a las épocas de lluvia o finales de la temporada lluviosa. El periodo en que se manifestó una mayor producción de BT (g/m^2) se dio a partir del segundo año de medición.

La capacidad de un agroecosistema de acumular materia orgánica en el tiempo se expresa a través de la biomasa (Fonseca *et al.* 2009). El método destructivo para la determinación de la biomasa es el más frecuente, pero no permite el monitoreo de las trayectorias de crecimiento de los individuos y más bien proporciona valores promedio de trayectorias de poblaciones de plantas (Pottier y Jabot 2017). Una alternativa al método destructivo son las estimaciones de biomasa basadas en imágenes satelitales, las cuales pueden mostrar patrones temporales y espaciales de la biomasa aérea, combinando herramientas del sensoramiento remoto y la observación en campo.

Algunos estudios señalan que existe una fuerte correlación lineal entre la biomasa aérea y la cobertura de herbáceas y arbustivas, por lo que esta puede servir de estimador de la biomasa. Por ejemplo, Röttgermann *et al.* (2000) observaron relaciones lineales entre la biomasa aérea y la cobertura vegetal de vegetación herbácea baja y abierta. Flombaum y Sala (2009) emplearon directamente la cobertura vegetal para estimar la biomasa aérea en arbustos y

pastos en ecosistemas áridos. Zhang *et al.* (2016) encontraron que la cobertura vegetal estaba estrechamente correlacionada con la biomasa total a nivel comunitario, y llegaron a la conclusión de que la utilización de la cobertura vegetal para estimar la biomasa de arbustos puede ser aplicada en ecosistemas áridos y ambientes alpinos o subalpinos.

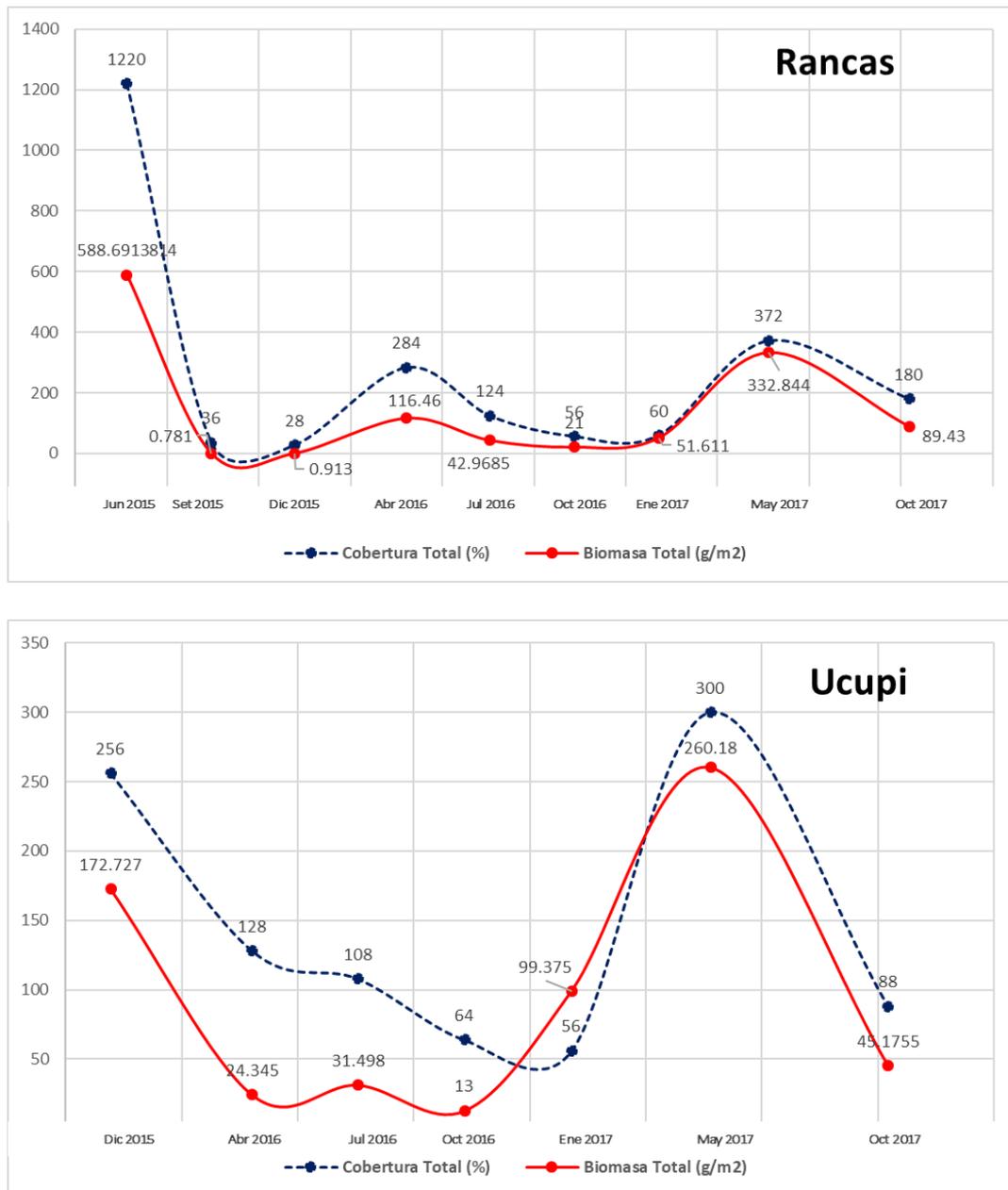


Figura 20. Evolución de la Biomasa Total (g/m²) y la Cobertura Total (%) en el periodo 2015 – 2017 en Rancas y Ucupi.

Los resultados de Biomasa Total y Cobertura Total en las parcelas de medición de la sucesión en Cajatambo, indicaron que la medición de la cobertura vegetal es un buen estimador de la biomasa. En la **Figura 21** se presenta las líneas de regresión y los Coeficientes de Correlación (r) obtenidos en cada una de las cuatro localidades de estudio.

Se encontró una relación lineal directa y significativa, entre la cobertura total y la biomasa total, por lo que se concluyó que, la medición de la CT% se constituye en un método de estimación no destructivo de la BT (gr/m^2).

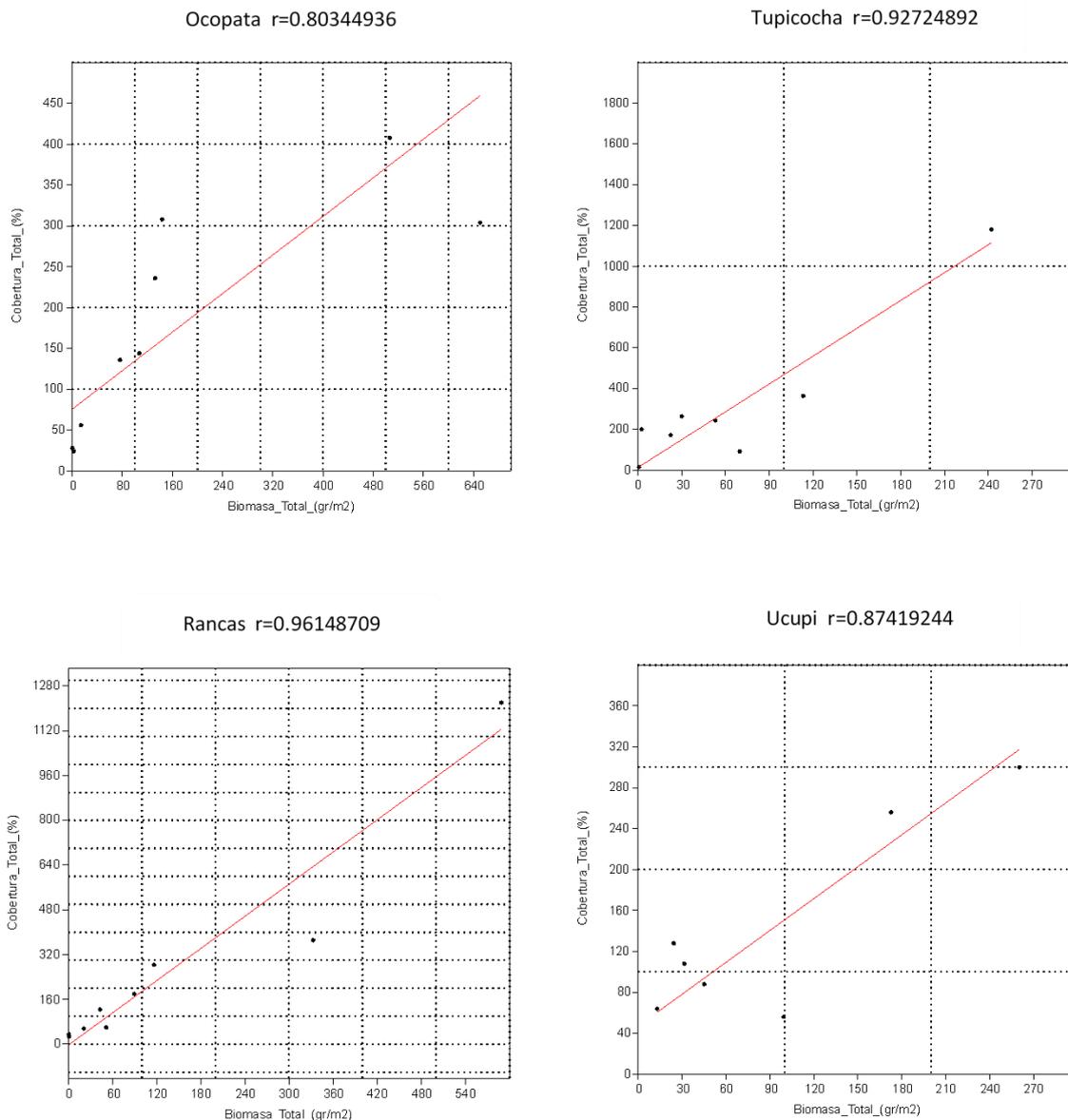


Figura 21. Coeficientes de correlación (r) entre Biomasa Total (Y) y Cobertura Total (X) en las parcelas de sucesión postagrícola temprana, durante el periodo de 2015 a 2017.

4.5. Descripción de las trayectorias a través de las cuales se expresa la diversidad vegetal en parcelas de sucesión postagrícola temprana

Los resultados muestran que los cuatro agroecosistemas presentaron una tendencia similar que se observó hasta el segundo año y en el tercer año, fueron las especies en cada espacio las que dirigieron las trayectorias. La sucesión implica cambios en las comunidades de plantas a través del tiempo (Pickett y White 1985), por lo que la determinación de las vías principales a través de los cuales se producen estos cambios conduce a una mejor comprensión del proceso (Walker y Del Moral 2003), y permite una planificación más realista de las actividades agrícolas, las cuales deberían considerarse como finitas y temporales.

Estudios sobre las características de la comunidad durante la sucesión como la biomasa, la riqueza y la composición de las especies son frecuentes en la literatura y tienden a apuntar hacia la dinámica en sistemas forestales o como parte de programas de restauración de ecosistemas (Martínez 2012). Sin embargo, hay menos información sobre qué esperar durante la sucesión temprana (Velázquez y Gómez-Sal 2008), más aún cuando el proceso ocurre en áreas agrícolas abandonadas en ecosistemas de montañas.

4.5.1. Análisis del cambio en las formas de vida

Se determinaron ocho formas de vidas utilizando la clasificación modificada de Kùchler y Zonneveld (1988) (**Figura 22**). El hábito de las plantas, también conocido como forma de vida vegetal, es la apariencia o tipo de crecimiento característico de una especie de planta, la cual incluye el tamaño, la configuración y la orientación del crecimiento. Se desarrolla a partir de patrones genéticos específicos de crecimiento en combinación con factores ambientales y es parte de la organización de cada planta. Las formas de vida tienen una connotación adaptativa (Matteucci y Colma 1982), pues la especie se adapta a los parámetros físicos y al resto de la biota dentro de la comunidad; entonces, la selección natural favorece el desarrollo de características especializadas que permiten a la especie explotar de manera única los recursos circundantes del ambiente y cambiar en el tiempo. El análisis de las formas de vida sugiere una tendencia general en los cuatro agroecosistemas evaluados de mantenerse en la forma de vida de latifoliadas herbáceas. Sin embargo, cada agroecosistema presenta una dinámica distinta debido a la dominancia de ciertas especies.

De las 78 especies registradas en los cuatro agroecosistemas, 50 fueron latifoliadas herbáceas, lo que hace que esta forma de vida sea la dominante en el estudio. Para complementar esta afirmación, se realizó un análisis del cambio en la cobertura de las formas de vida en cada parcela durante el periodo 2015 a 2017.



Figura 22. Número de especies de según las formas de vida registradas en las parcelas de sucesión postagrícola temprana, durante el periodo de 2015 a 2017

La forma de vida gramínea dominó en la parcela de Ocopata (**Figura 23**) y se mantuvo presente durante todo el periodo de muestreo. Las gramíneas son los pastos y aquellos que sin serlo se comportan como tales (Küchler y Zonneveld 1988).

En Ocopata destacó la influencia de *Cenchrus clandestinus* “kikuyo”, que rápidamente colonizó los espacios perturbados, gracias a sus estructuras vegetativas como son rizomas y estolones. La segunda forma de vida más importante fue la latifoliada herbácea, plantas de hoja ancha, que pueden ser anuales o bianuales, entre las que destacó *Medicago polymorpha* “carretilla”, la cual se mantuvo en este espacio desde que las actividades agrícolas estaban vigentes, pues es una especie considerada como maleza y es promovida por sus beneficios al suelo y que, debido a la persistencia de sus semillas, forma bancos que germinan luego de periodos considerables de tiempo (Heuzé *et al.* 2016).

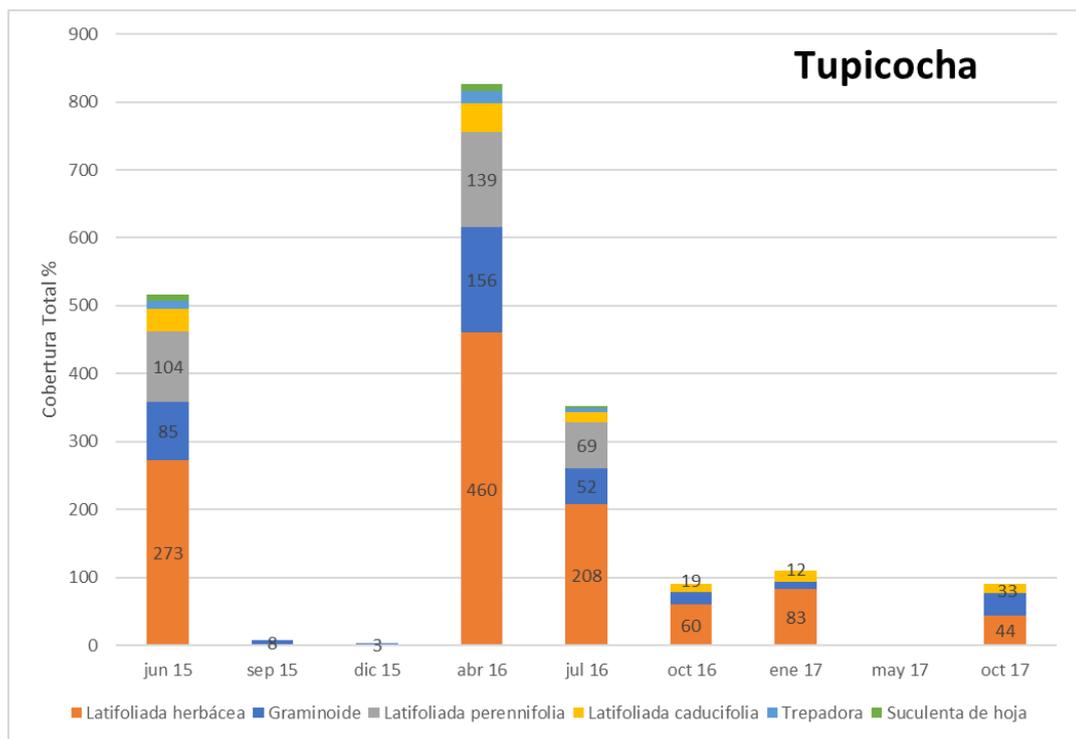
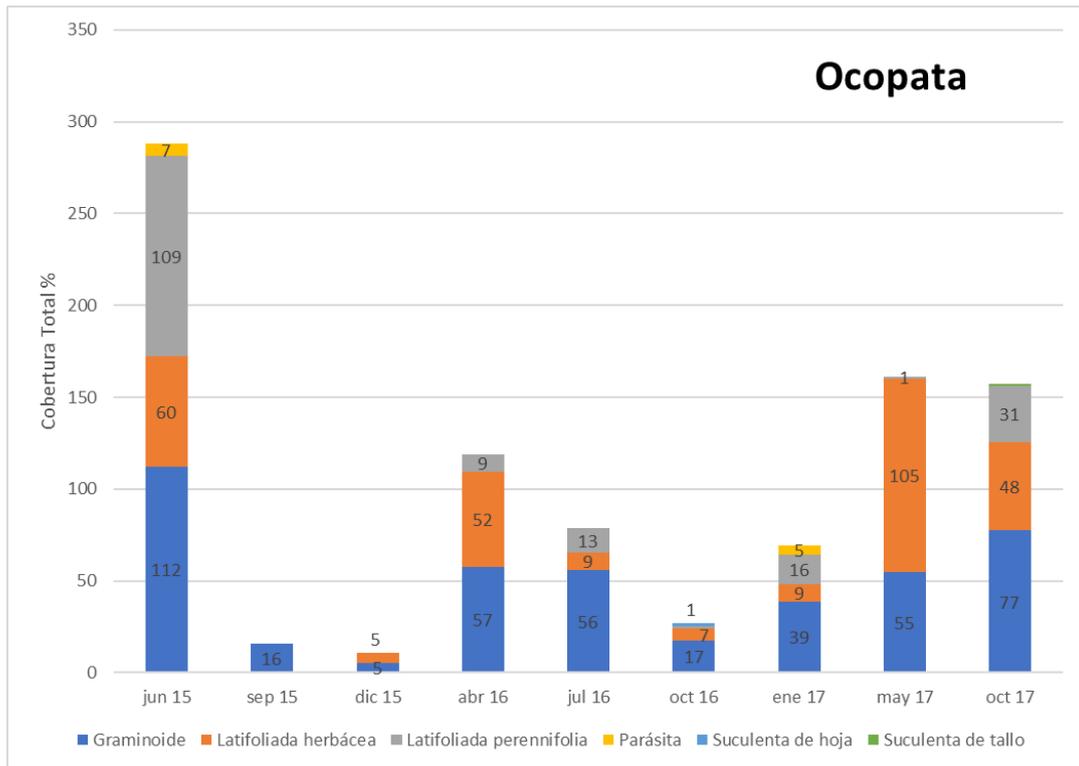


Figura 23. Cambio en los hábitos vegetales en el periodo 2015 – 2017 en Ocopata y Tupicocha.

En la parcela de Tupicocha, la forma de vida dominante fue la latifoliada herbácea (Figura 23), plantas de hoja ancha, anuales o bianuales y que presentan comportamientos estacionales muy marcados en sus ciclos reproductivos (Küchler y Zonneveld 1988). Las especies más importantes correspondieron a la familia Asteraceae, la familia más diversa (ocho especies). Esto coincidió con lo reportado por Gonzáles (2016) para el departamento de Lima, donde el 55% de las especies de esta familia correspondieron a la forma de vida herbácea.

En Rancas, la forma de vida dominante fue la latifoliadas herbácea, las cuales estuvieron presentes durante todo el monitoreo (Figura 24), destacando las familias Asteraceae y Fabaceae. En segundo lugar, estuvieron las latifoliadas perennifolias, vegetación leñosa, que fue más variada en apariencia que la herbácea. De acuerdo con su fisonomía las plantas leñosas se organizan en base a las características de las hojas, y se identifican las que tienen hoja ancha y que nunca pierden (o casi no pierden) sus hojas, en contraste con las que pierden sus hojas en diferentes épocas del año (Küchler y Zonneveld 1988). En esta forma de vida destacó *Ambrosia arborescens* “marco”, que popularmente se usa como insecticida y medicinal (Rojas *et al.* 2003).

Finalmente, en Ucupi la forma de vida dominante fue la latifoliada herbácea (**Figura 24**), donde destacó la familia Asteraceae y en segundo lugar la familia Poaceae, dentro de la que destacó *Calamagrostis vicunaru* “crespillo” que se registró en todos los monitoreos y que constituye el principal alimento para el ganado ovino en la zona.

Hay una serie de generalizaciones en la literatura sobre qué esperar durante la sucesión postagrícola, incluido un alto grado de previsibilidad en la secuencia de diferentes formas de vida. Por ejemplo, en zonas agrícola en climas templados se considera previsible el reemplazo de formas de vida desde un estadio de anuales hasta otro de perennes (Bazzaz 1996). De acuerdo a Meiners *et al.* (2015) se espera un establecimiento de especies anuales durante el primer año, las cuales reducen significativamente su abundancia alrededor del cuarto año; entre el quinto y sétimo año se establecen y dominan las bianuales y las perennes; otras formas de vida son más oportunistas y se presentan según las condiciones de cada espacio. En Cajatambo se observó una tendencia general en los cuatro agroecosistemas evaluados de mantenerse en la forma de vida de latifoliadas herbáceas. Sin embargo, cada agroecosistema presentó una dinámica distinta debido a la dominancia de ciertas especies, como es el caso del “kikuyo” en Ocopata o del “crespillo” en Ucupi. Esto hizo que el paso

de una forma de vida a otra dependiera de las condiciones que las especies presentaron con respecto a las especies dominantes, es decir, de sus características reproductivas y su tolerancia a los factores limitantes.

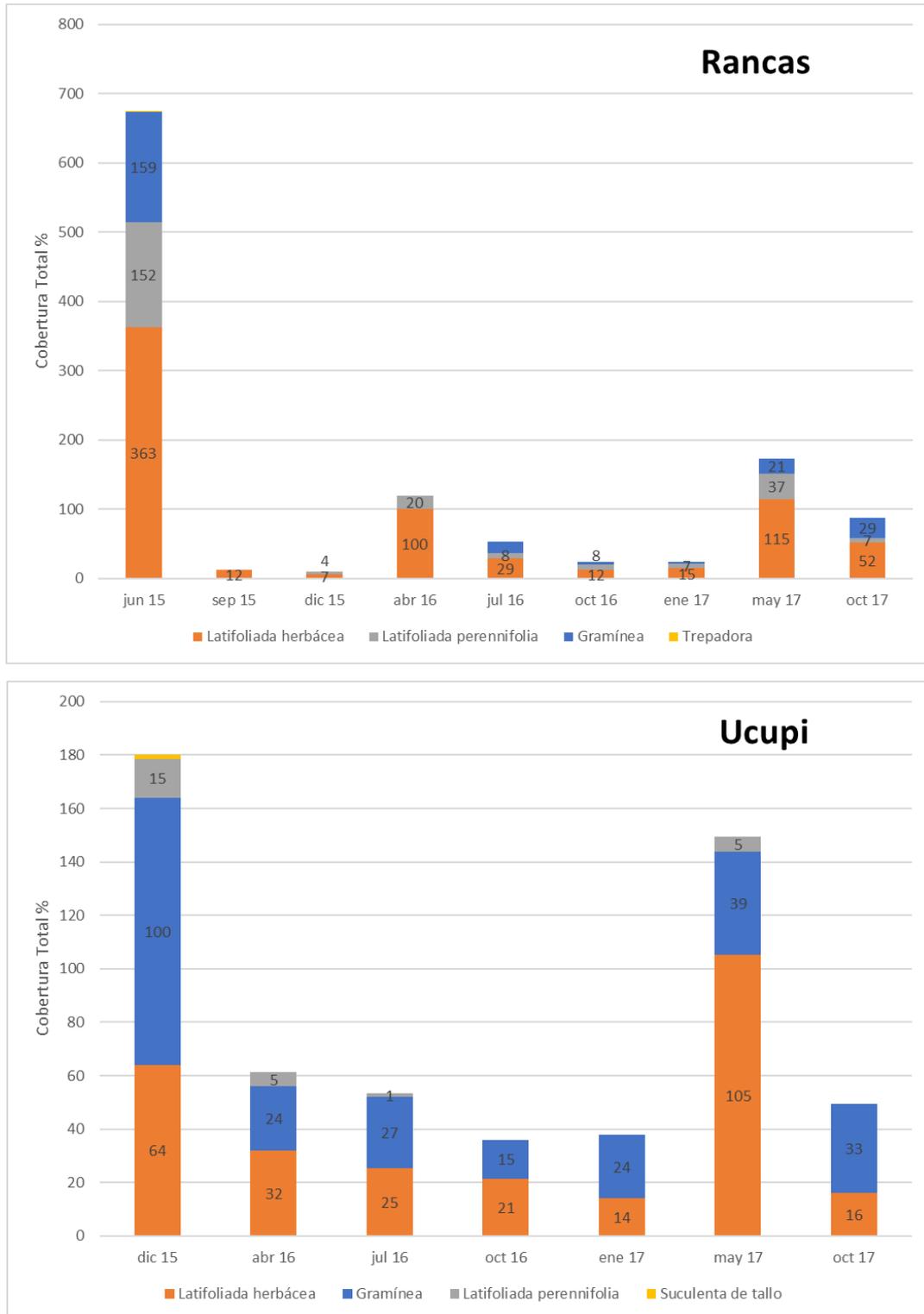


Figura 24. Cambio en los hábitos vegetales en el periodo 2015 – 2017 en Rancas y Ucupi.

4.5.2. Análisis de similaridad espacial

Sobre la base de la composición florística de las parcelas, se determinó que la única especie común entre los cuatro agroecosistemas fue *Medicago polymorpha* “carretilla”, la cual está asociada con este tipo de paisajes, que son visitados periódicamente por ganado, expuestos a insolación, lluvias estacionales y tolerante a heladas. Cinco especies que aparecen en tres de los cuatro agroecosistemas: *Brassica napus* y *Verbena litoralis* (Ocopata, Tupicocha y Rancas); *Oenothera rosea* y *Trifolium repens* (Ocopata, Rancas y Ucupi) y *Bidens andicola* (Tupicocha, Rancas y Ucupi). Con la matriz de presencia y ausencia de las 78 especies y sus ubicaciones en los cuatro agroecosistemas (**Anexo 3**) se realizó un análisis de conglomerados o análisis Cluster (**Figura 25**) con el índice de Similaridad de Raup Crick. La Figura 25 muestra que se obtuvieron dos grupos: uno formado por Ocopata y Tupicocha y otro formado por Rancas y Ucupi, aunque con un bajo nivel de similitud.

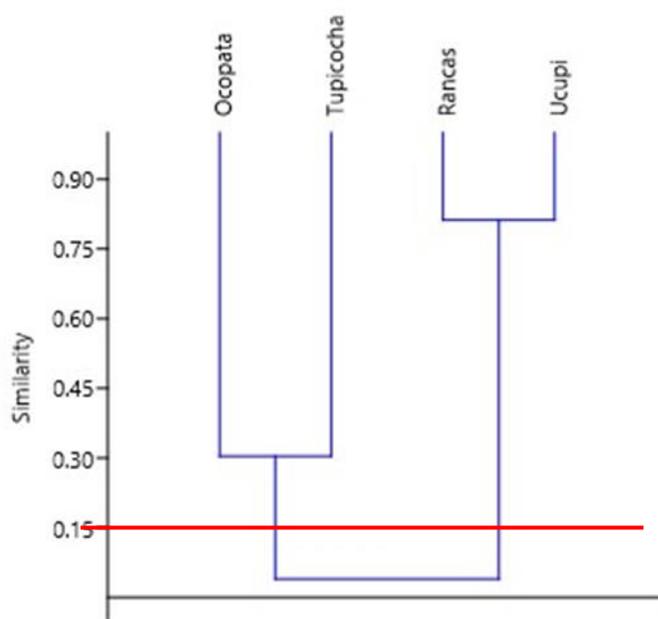


Figura 25. Análisis Cluster con Similaridad de Raup Crick de los cuatro agroecosistemas usando las 78 especies muestreadas.

Las coincidencias de especies entre lugares pueden explicarse por el movimiento periódico del ganado que pastorea y dispersa propágulos y semillas que se almacenan en el suelo a la espera de condiciones favorables para emerger. Otras especies son aquellas que se asociaron a los cultivos que en el pasado ocuparon estos espacios. Se encontró que 21 especies eran compartidas por dos agroecosistemas: seis especies entre Tupicocha y Rancas (ambos

agroecosistemas se establecieron sobre la formación vegetal matorral), cinco especies entre Ocopata y Tupicocha (ambos agroecosistemas pertenecían a la misma microcuena), cinco especies entre Ocopata y Rancas (ambos agroecosistemas se ubicaron sobre la ruta de pastoreo de ganado de un mismo grupo familiar), cuatro especies entre Rancas y Ucupi (ambos agroecosistemas correspondían al rango altitudinal mayor) y una especie entre Tupicocha y Ucupi (estos agroecosistemas eran los límites altitudinales menor y mayor). El resto de especies (51) fueron parte de la composición de cada agroecosistema de manera exclusiva.

4.5.3. Análisis de similaridad temporal

Dado que los resultados mostraron un bajo nivel de similitud entre las parcelas, se realizó un Escalamiento No Métrico Multidimensional (nMDS) para evaluar las similitudes entre temporadas de muestreo para cada localidad, sobre la base de la composición de especies, utilizando la matriz del **Anexo 4**.

El resultado del nMDS fue un gráfico compuesto por puntos que representan los elementos dispuestos a diferentes distancias, utilizando el índice de Bray-Curtis, y que permite visualizar la formación de grupos de elementos cercanos. Estos grupos luego fueron verificados aplicando un Análisis no paramétrico de Similaridades (ANOSIM) para aquellos grupos que tuvieran al menos dos elementos, al comparar distancias entre grupos.

El análisis nMDS de las temporadas de muestreo de Ocopata, mostró la formación de tres grupos: el primero formado por setiembre 2015, diciembre 2015 y octubre 2016; el segundo formado por junio 2015, abril y julio 2016 y enero y octubre de 2017 y finalmente un grupo representado por mayo de 2017, que se separó de los demás (**Figura 26**). El valor de Stress proporcionado por el modelo fue de 0.11 por lo que se consideró un buen modelo de agrupación de acuerdo al ordenamiento de las distancias entre los datos. Así mismo la prueba de ANOSIM arrojó diferencias estadísticas significativas entre el Grupo 1 (set15, dic15 y oct16) y el Grupo 2 (jun15, abr16, jul16, ene17 y oct17) con un $R=1$, lo que indicó que los grupos eran estadísticamente diferentes.

En el primer grupo, setiembre y diciembre 2015 fueron a los muestreos posteriores a la inducción de la sucesión y se caracterizaron por su baja riqueza de especies y poca CT%. Estos se agruparon con octubre 2016, que se caracterizó por ser una temporada intermedia en un año seco, lo que respaldó la característica de baja riqueza y poca CT%. En el segundo

grupo se agruparon junio 2015 y octubre 2017 que fueron los muestreos inicial y final, respectivamente, y donde la riqueza de especies y diversidad fueron semejantes (Tabla 2). Así mismo este grupo correspondió a los meses más lluviosos del muestreo, lo que favoreció la alta riqueza y diversidad mencionadas. La diferencia entre la composición de especies de los grupos de temporadas formados, radicó principalmente en la lluvia del mes y año dado, señalando que esta afirmación fue válida para la formación vegetal de agricultura, por lo que la sucesión temprana abarcó un periodo de tiempo suficiente para observar el restablecimiento de la estructura del sistema.

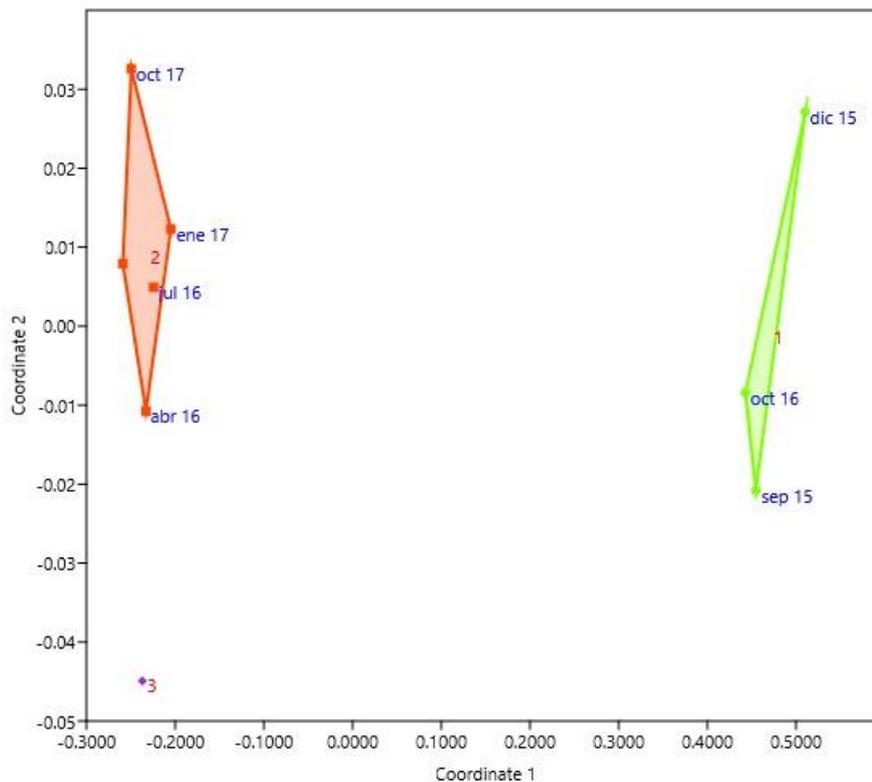


Figura 26. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de la composición de especies en la parcela de Ocopata.

En Tupicocha, el nMDS mostró la formación de tres grupos: el primero formado por junio 2015; el segundo por setiembre 2015 y diciembre 2015 y el tercero por abril, julio y octubre 2016 y enero y octubre 2017 (**Figura 27**). El valor de Stress proporcionado por el modelo fue de 0.098 por lo que se consideró un buen modelo de agrupación de acuerdo al ordenamiento de las distancias entre los datos. Así mismo la prueba de ANOSIM arrojó diferencias estadísticas significativas entre el Grupo 2 (set15 y dic15) y el Grupo 3 (abr16,

jul16, oct16, ene17 y oct17) con un $R=1$, lo que indicó que los grupos fueron estadísticamente diferentes.

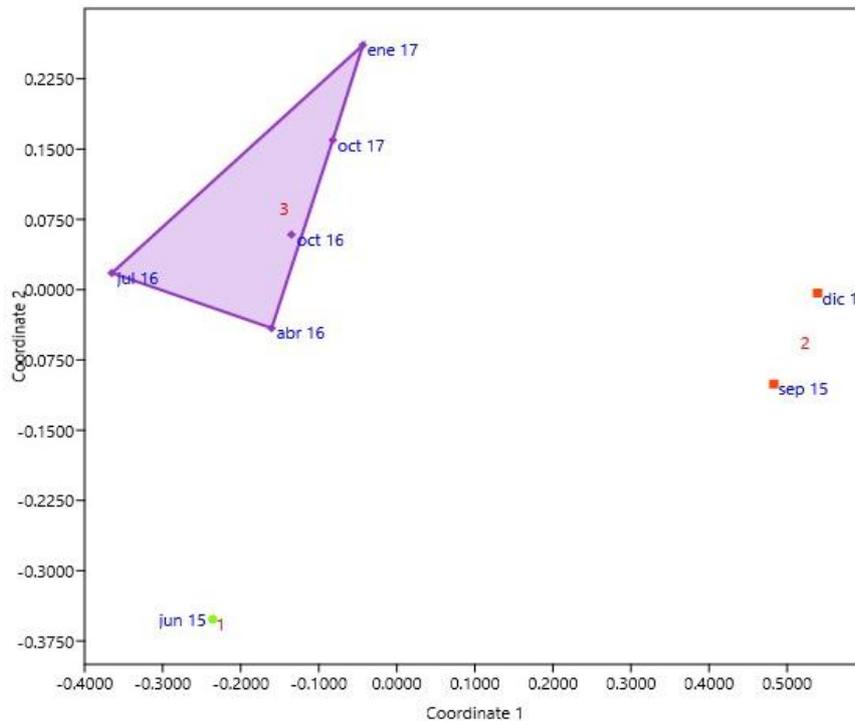


Figura 27. nMDS con grupos de temporadas en base a las similitudes de su composición en la parcela de Tupicocha.

En el primer grupo, junio 2015 fue el muestreo inicial y aquí se observó una alta riqueza de especies, alta CT% y varios estratos de altura en la medición de CR%. Este escenario no logró restablecerse en ese nivel de complejidad en los años de muestreo, lo que indicó que la sucesión temprana es un periodo insuficiente para el restablecimiento de la estructura de un matorral. El segundo grupo estuvo formado por setiembre y diciembre 2015 que fueron los muestreos posteriores a la inducción de la sucesión y se caracterizaron por su baja riqueza de especies y poca CT%. El tercer grupo estuvo formado por todos los muestreos de 2016 y 2017. Es decir que, luego de la inducción de la sucesión y de la disminución ocurrida en las variables evaluadas, no se observaron mayores cambios en la parcela de Tupicocha hasta la finalización del muestreo. La formación de este grupo fue consecuente con la separación del primer grupo (jun15) y se sustentó principalmente en la baja CT% acumulada en el muestreo, debido a la desorganización de la estructura del matorral. La diferenciación entre el segundo y tercer grupo se sustentó en que, durante los muestreos del año 2015, la CT% fue cercana a cero y en los años 2016 y 2017 se mantuvo sin mayores variaciones.

En Rancas, el nMDS mostró la formación de tres grupos: el primero formado por setiembre 2015 y diciembre 2015; el segundo por junio 2015, abril 2016 y mayo 2017 y el tercero por julio y octubre 2016 y enero y octubre 2017 (**Figura 28**). El valor de Stress proporcionado por el modelo fue de 0.145 por lo que se consideró un modelo aceptable de agrupación de acuerdo al ordenamiento de las distancias entre los datos. Aunque la prueba de ANOSIM arrojó que no hay diferencias estadísticas significativas entre los grupos, el valor de $R=0.7846$ indicó cierto nivel de diferenciación.

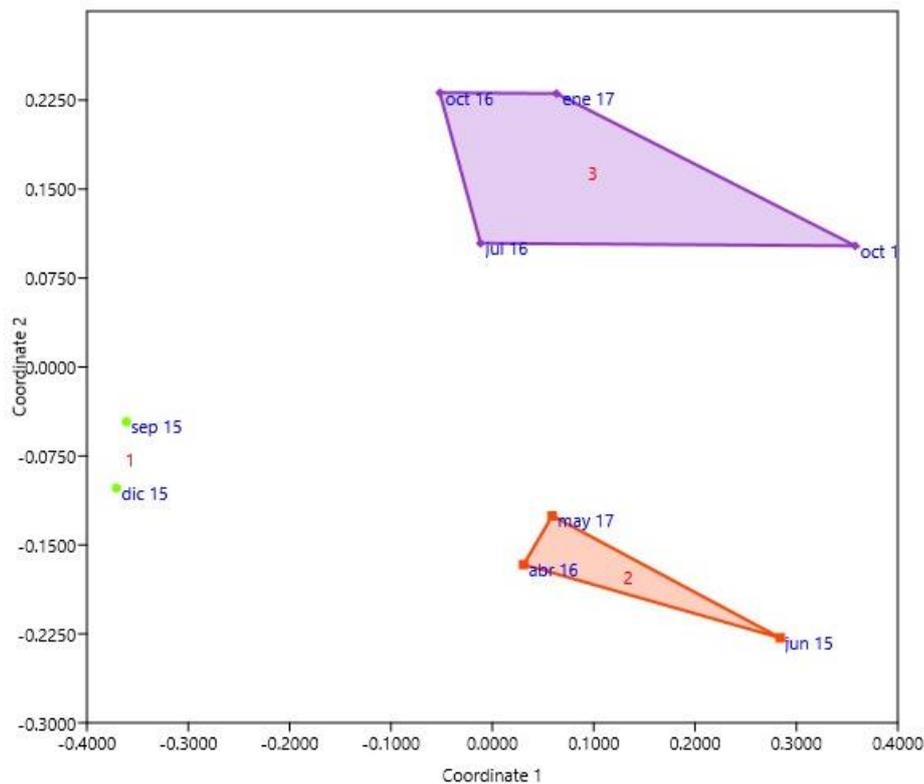


Figura 28. nMDS con grupos de temporadas en base a la composición de especies en la parcela de Rancas.

El primer grupo formado por setiembre y diciembre 2015 correspondió a los muestreos posteriores a la inducción de la sucesión que se caracterizaron por su baja riqueza de especies y poca CT%, lo cual fue consistente con lo observado en Ocopata y Tupicocha. En el segundo grupo se presentaron junio 2015, abril 2016 y mayo 2017 que fueron los periodos posteriores a la época de lluvias. En este caso, la agrupación pudo deberse a que las especies que aprovechan las lluvias se hicieron presentes en los periodos posteriores, lo que favoreció el agrupamiento. El tercer grupo estuvo formado por los muestreos restantes de los años 2016 y 2017, y similar a lo ocurrido en el matorral de Tupicocha, luego de la inducción de

la sucesión y de la disminución ocurrida en las variables evaluadas, no se observaron mayores cambios. Si bien los grupos no alcanzaron diferencias estadísticas, se pudo observar por lo discutido anteriormente que los grupos sin lugar a dudas fueron diferentes.

Finalmente, en Ucupi, el nMDS mostró la formación de tres grupos: el primero formado por diciembre 2015; el segundo por abril y octubre 2016 y el tercero por julio 2016, enero, mayo y octubre 2017 (**Figura 29**). El valor de Stress proporcionado por el modelo fue de 0.12 por lo que se consideró un modelo aceptable de agrupación de acuerdo al ordenamiento de las distancias entre los datos. Así mismo, la prueba de ANOSIM arrojó que no hubo diferencias estadísticas significativas entre los grupos, con un $R=0.8214$.

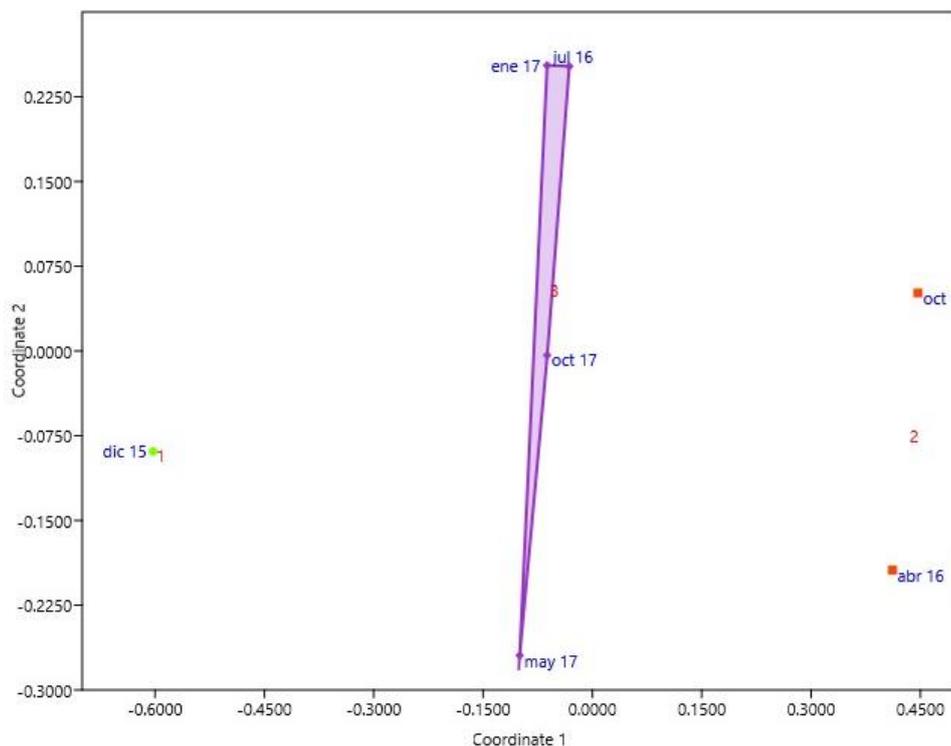


Figura 29. nMDS con grupos de temporadas en base a la composición de especies en la parcela de Ucupi.

El primer grupo estuvo formado por el primer muestreo (dic15) y ocurrió lo señalado en Tupicocha, donde se observó una alta riqueza de especies y alta CT%. En el segundo grupo se concentraron abril y octubre 2016, los cuales caracterizaron al año 2016 que fue un año menos lluvioso y el tercer grupo estuvo formado por julio 2016 y el año 2017, que se caracterizaron por compartir las mismas especies.

El análisis de similitud a través de la formación de grupos con la herramienta nMDS y su verificación a través del ANOSIM mostró una tendencia en las cuatro parcelas hacia la separación de los muestreos posteriores (set15 y dic15) a la inducción de la sucesión (jun15). Esto fue debido a la introducción de un gran impacto que se refleja en los muestreos de setiembre y diciembre 2015, que presentaron un bajo nivel de riqueza de especies, y poca cobertura. Otra tendencia en los resultados fue la agrupación de los muestreos de abril y julio 2016 (Ocopata, Tupicocha) y los muestreos de enero y octubre 2017 (Ocopata, Tupicocha, Rancas y Ucupi). En el primer caso, las dos parcelas tuvieron en común la actividad agrícola del pasado, por lo que era de esperar ciertas similitudes en sus trayectorias sucesionales; abril y julio correspondieron a las temporadas intermedia (posterior a las lluvias) y seca respectivamente, y el año 2016, incluso habiendo sido un año de menor precipitación, presentó recuperación de los valores de la riqueza de especies y de las CT%. En el segundo caso, el año 2017 fue un año más lluvioso que los anteriores y el agrupamiento de los muestreos de enero y octubre se presentó en todas las parcelas, lo que indicó influencia del agua en la presencia de especies y establecimiento de su CT%. La trayectoria sucesional seguida por Tupicocha y Rancas fue semejante, pues en ningún caso se logró la recuperación de la diversidad original, pero el recambio de especies entre el inicio y el final de monitoreo fue bajo. Esto puede explicarse por el hecho que ambos agroecosistemas se establecieron sobre la formación vegetal de matorral, por lo que sus dinámicas tempranas fueron semejantes.

4.5.4. Análisis de contribución de especies

Luego de analizar las similitudes entre temporadas y observando en algunos casos, que las agrupaciones correspondían a la composición de especies y a la CT%, más que a las características climáticas de la temporada (salvo lo encontrado en Ocopata), se realizó un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) utilizando la matriz de coberturas del Anexo 4. De esta manera se determinó la contribución individual de cada especie a la diferenciación de grupos.

En la **Tabla 3** se presentan los resultados del análisis SIMPER para los grupos de especies por temporadas en cada localidad. Las especies listadas son aquellas que contribuyeron en el acumulado con alrededor del 60% de discrepancias entre grupos, aun cuando en el ANOSIM las diferencias entre grupos no hayan resultado estadísticamente significativas.

Tabla 3. Contribución de las principales especies a las discrepancias de los grupos de temporadas, utilizando el análisis SIMPER, para los cuatro agroecosistemas.

Localidad	Especie	Disimilaridad Promedio	Contribución % a la disimilaridad	Acumulado %
Ocopata	<i>Cenchrus clandestinus</i>	28.17	36.4	36.4
	<i>Otholobium pubescens</i>	12.13	15.67	52.08
	<i>Medicago sativa</i>	7.755	10.02	62.1
Tupicocha	<i>Bidens pilosa</i>	19.41	21.86	21.86
	<i>Aldama helianthoides</i>	8.256	9.296	31.15
	<i>Cenchrus clandestinus</i>	5.898	6.64	37.79
	<i>Medicago polymorpha</i>	5.436	6.121	43.91
	<i>Ophryosporus peruvianus</i>	4.757	5.356	49.27
	<i>Citharexylum cf. dentatum</i>	4.498	5.065	54.33
	<i>Brassica napus</i>	4.491	5.057	59.39
Rancas	<i>Paspalum sp.</i>	8.878	9.986	9.986
	<i>Ambrosia arborescens</i>	7.95	8.942	18.93
	<i>Eragrostis sp.</i>	7.922	8.911	27.84
	<i>Ullucus tuberosus</i>	7.019	7.894	35.73
	<i>Calceolaria cuneiformis</i>	5.244	5.898	41.63
	<i>Trifolium repens</i>	4.276	4.809	46.44
	<i>Lupinus ballianus</i>	4.001	4.5	50.94
	<i>Bidens andicola</i>	3.423	3.85	54.79
	<i>Plantago lanceolata</i>	3.29	3.7	58.49
	<i>Dichondra microcalyx</i>	3.248	3.653	62.14
Ucupi	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	22.91	34.45	34.45
	<i>Perezia coerulescens</i>	7.201	10.83	45.28
	<i>Lachemilla pinnata</i>	7.018	10.55	55.83
	<i>Astragalus garbancillo</i>	4.961	7.459	63.29

En Ocopata se registraron 22 especies en todo el periodo de evaluación. De estas, nueve se encontraban presentes antes de inducir la sucesión y al final de la evaluación se obtuvo una riqueza de 10 especies; sin embargo, de éstas, solo tres estuvieron al inicio. Se observó que las especies que contribuyeron a las discrepancias entre los tres grupos de Ocopata fueron: *Cenchrus clandestinus* “kikuyo”, *Otholobium pubescens* “culén” y *Medicago sativa* “alfalfa”, y fueron responsables del 62% de las discrepancias entre los grupos. Tanto el “kikuyo” como el “culén” fueron las especies que mayor CT% acumularon en todo el muestreo (Figura 11) en esta localidad. La “alfalfa” tuvo una CT% alta, pero acumulada en

pocos muestreos, lo que tuvo influencia en la diferenciación de grupos (Tabla 3). Según Myster y Pickett (1990) los pastos clonales que se cultivan en los campos agrícolas persistirán después del abandono y afectarán las rutas sucesionales pues pueden inhibir el crecimiento de otras especies, por lo que el “kikuyo” debería ser considerada una especie de importancia a tomarse en cuenta cuando se diseñan planes de aprovechamiento agrícola o de conservación de recursos, para agroecosistemas como Ocopata, asentados sobre la formación vegetal agricultura en Cajatambo.

En Tupicocha se registraron 31 especies en todo el periodo de evaluación. De estas, 29 ya estaban antes de inducir la sucesión y al final de la evaluación se obtuvo una riqueza de 10 especies; ocho de éstas ya estaban al inicio. Las especies que contribuyeron a las discrepancias entre los 3 grupos fueron: *Bidens pilosa* “amor seco”, *Aldama helianthoides* “rudua”, *Cenchrus clandestinus* “kikuyo”, *Medicago polymorpha* “carretilla”, *Ophryosporus peruvianus* “mala mujer”, *Citharexylum cf. dentatum* y *Brassica napus* “nabo silvestre” y fueron responsables del 59% de las discrepancias entre los grupos (Tabla 3).

De estas especies el “amor seco” y la “rudua” fueron las especies que mayor CT% acumularon en todo el muestreo (Figura 12) en esta localidad y ambas pertenecen a la familia Asteraceae. Sobre la base de la contribución por especie en Tupicocha y las especies que acumularon mayores valores de CT%, la familia Asteraceae debería ser considerada un grupo taxonómico de importancia a tomarse en cuenta cuando se diseñan planes de aprovechamiento agrícola o de conservación de recursos, debido a su alta riqueza de especies dentro de la flora peruana, y a que se constituyen en elementos dominantes que dan el aspecto fisionómico a diversas formaciones vegetales en la Región Lima (González 2016) y en particular para agroecosistemas como Tupicocha, asentados sobre la formación vegetal matorral que pertenece al piso altitudinal más bajo de Cajatambo.

En Rancas se registraron 39 especies en todo el periodo de evaluación. De estas, 30 ya estaban antes de inducir la sucesión y al final de la evaluación se obtuvo una riqueza de 11 especies; ocho de éstas ya estaban al inicio. Las especies que contribuyeron a las discrepancias entre los tres grupos fueron: *Paspalum* sp., *Ambrosia arborescens* “marco”, *Eragrostis* sp., *Ullucus tuberosus* “olluco”, *Calceolaria cuneiformis* “zapatito”, *Trifolium repens* “trébol blanco”, *Lupinus ballianus* “pushka”, *Bidens andicola*, *Plantago lanceolata* “llantén macho” y *Dichondra microcalyx* y fueron responsables del 62% de las discrepancias entre los grupos (Tabla 3). Las especies con mayor CT% acumulado en esta localidad fueron

las especies no identificadas de *Paspalum* y *Eragrostis*. En ambos casos, la cobertura se acumuló en los muestreos inicial y final, aunque no se distribuyó de manera uniforme a lo largo de todas las temporadas, por lo que esto podría explicar su papel en las diferencias entre grupos, ya que no se constituyeron en especies dominantes. El “marco” fue una especie de alta CT% y que registró varios estratos sobre el suelo en el análisis de CR%, lo que explica su alta contribución a las diferencias entre grupos, ya que una vez que recuperó su cobertura, se mantuvo presente en los muestreos.

Los resultados de la contribución por especie en Rancas y las especies que acumulan mayores valores de CT%, sugieren que la dinámica de esta parcela se explicaría mejor a partir de su diversidad en conjunto, que de las contribuciones individuales de las especies. Sin embargo, este hallazgo se circunscribe a agroecosistemas como Rancas, que se encuentran asentados sobre la formación vegetal matorral que pertenece al piso altitudinal superior de Cajatambo.

Por último, en Ucupi se registraron 20 especies en todo el periodo de evaluación. De estas, siete ya estaban antes de inducir la sucesión y al final de la evaluación se obtuvo una riqueza de cuatro especies; tres de éstas ya estaban al inicio. Las especies que contribuyeron a las discrepancias entre los tres grupos fueron: *Calamagrostis vicunarum* “crespillo”, *Perezia coerulescens* “escorzonera”, *Lachemilla pinnata* y *Astragalus garbancillo* “garbancillo” y fueron responsables del 63% de las discrepancias entre los grupos (Tabla 3). Las especies con mayor CT% acumulado en esta localidad fueron el “crespillo” y la “escorzonera” (Figura 14). Sin embargo, dada la contribución del “crespillo” por sí mismo, debería ser considerada una especie de importancia a tomarse en cuenta cuando se diseñan planes de aprovechamiento pecuario o de conservación de recursos, para agroecosistemas como Ucupi, asentados sobre la formación vegetal pajonal en Cajatambo, que es una formación vegetal sobre la que nunca se realizó aprovechamiento agrícola.

Los cambios en la composición y abundancia de especies dentro de las parcelas a largo plazo para el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana a lo largo del espacio y el tiempo pueden considerarse vías sucesionales (Myser y Pickett 1990). El análisis de estas vías puede indicar que existe variación espacial y temporal en la riqueza inicial de especies y la tasa de cambio de las mismas (Myser y Pickett 1994). En el caso del monitoreo de la sucesión en Cajatambo se observó que, salvo la parcela de Ocopata, ninguna de las tres restantes recuperó la riqueza y diversidad iniciales. Así mismo, es posible determinar qué

especies son importantes y definen rutas y pueden sugerir estrategias clave de regeneración de la comunidad (Myster y Pickett 1990, 1994). Este fue el caso de especies como el “kikuyo” en Ocopata, la familia Asteraceae en Tupicocha y el “crespillo” en Ucupi. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que los numerosos modelos que se han postulado sobre la sucesión y sus posibles rutas, desde el planteamiento original de Clements, son una indicación que ningún modelo puede explicar adecuadamente este proceso, a menudo altamente variable y multidireccional (Abrams *et al.* 1985), por lo que una combinación de diversas aproximaciones puede resultar la herramienta más apropiada para el análisis de las trayectorias sucesionales, como es el caso de Rancas.

Así mismo, según Myster (2008) los campos abandonados pueden permanecer en un estado de sucesión detenida debido a una serie de factores que retrasan o impiden su recuperación. Sin embargo, existen estrategias que se pueden utilizar para manejar con éxito estos espacios para aumentar la sustentabilidad y evitar la degradación.

Gliessman (2002) señala que, aunque clásicamente la diversidad se ha interpretado como el número de especies diferentes que conforman una comunidad en un lugar determinado, el concepto de diversidad es multidimensional, y abarca desde los genes y especies, hasta la diversidad espacial (horizontal y vertical), funcional y temporal. La actividad agrícola simplifica los ecosistemas por medio del reemplazo de esta diversidad multidimensional con pocas especies, variedades, que se manejan homogéneamente al mismo tiempo (Sarandón y Flores 2014). En ese sentido la importancia de la diversidad biológica está en que participa en las funciones que proveen servicios, que van más allá de la producción de alimentos, fibra, combustible, etc. (Altieri y Nicholls 1994; Gliessman 2002). Estas son: la sucesión, la regulación biótica, el reciclaje de nutrientes, el flujo energético y la regulación hídrica (Sarandón y Flores 2014).

Uno de los principios clave de la sustentabilidad es integrar procesos biológicos y ecológicos en la producción de alimentos. En ese sentido, la diversidad biológica se convierte en un instrumento que permite diseñar sistemas agrícolas sustentables desde una gestión con perspectiva ecológica, la que incluye los mecanismos de regulación y recuperación del sistema. Esto requiere conocer primero cuáles son los componentes relevantes del sistema y cómo se articulan con los mencionados procesos (Pretty 2008; Sarandón y Flores 2014).

La sucesión describe los cambios estructurales y funcionales que experimenta un ecosistema en el transcurso del tiempo (Sarandón y Flores 2014); en los agroecosistemas de Cajatambo, se aprecia un proceso de sucesión postagrícola, pues se observa la recuperación del sistema luego de una perturbación – la actividad agrícola – pero se desconocen las consecuencias que esta tendrá en el funcionamiento futuro de los agroecosistemas. Así mismo, la generalización clásica acerca de que, los cambios en la diversidad biológica ocurridos durante la sucesión y que conllevan a un aumento de la diversidad, dejan de tener vigencia al presentarse evidencia que los cambios en la diversidad no siguen un mismo patrón, como se observó en los agroecosistemas de Cajatambo.

“A pesar de la importancia que tienen los conceptos de la sucesión ecológica para el manejo sustentable de los agroecosistemas, es muy poco lo que se conoce sobre esta temática aplicada a los sistemas agrícolas. En los últimos años, ha surgido una revalorización de la potencialidad que tienen estos conocimientos para el estudio, diseño y manejo de los agroecosistemas” (Sarandón y Flores 2014). El monitoreo de la dinámica sucesional en parcelas abandonadas, permite generar información que sirve de insumo para el diseño de sistemas sustentables, que incorporen los procesos y dinámicas propias del sistema, y que no privilegien solo la producción de alimentos; sino también el mantenimiento de otros servicios que el agroecosistema puede proveer, a través de sus componentes y características.

Los sistemas de producción agrícola son complejos, con muchas partes interactuando entre sí, pero si el productor está interesado en producir continuamente, en el mismo campo, enfocándose únicamente en su unidad de producción, puede que no asegure la sustentabilidad de su actividad a largo plazo. Es a través de una comprensión más profunda de la ecología de los sistemas agrícolas que se abrirán las puertas a nuevas opciones de gestión más acordes con los objetivos de una agricultura verdaderamente sustentable (Altieri y Nicholls 2005). Esto significa que los rendimientos se mantendrán o incluso aumentarán con el tiempo sin aumento de los insumos y para lograr esto se requiere – entre otros aspectos – estudiar el fundamento ambiental del agroecosistema, estableciendo la base ecológica de la sostenibilidad en términos de la conservación y el uso de recursos y examinando interacciones entre los muchos organismos del agroecosistema (Gliessman 2015; Weiner 2017).

Finalmente, el abandono de las actividades agrícolas que se presentó en Cajatambo, y que permitió el monitoreo de la sucesión postagrícola temprana, ha significado una oportunidad

para explorar las dinámicas de los agroecosistemas en este distrito y planificar el establecimiento de nuevas explotaciones agrícolas, el cambio de actividad, e incluso la finalización total de toda actividad agrícola, con la consiguiente reestructuración y reorganización de los sistemas en nuevas trayectorias.

V. CONCLUSIONES

- Se registran 78 especies pertenecientes a 30 familias botánicas de las que destacan las familias Asteraceae (16 especies), Fabaceae (11 especies), Poaceae (8 especies).
- La Cobertura Total (CT%) es: En Ocopata, 22 especies en total y dos especies contribuyen con el 60% de la CT, destacando “kikuyo”. En Tupicocha, 31 especies en total y ocho contribuyen con el 60% de la CT, destacando “amor seco”. En Rancas, 39 especies en total y nueve especies contribuyen con el 60% de la CT, destacando *Eragrostis* sp. En Ucupi, 20 especies en total y tres especies contribuyen con el 60% de la CT, destacando “crespillo”.
- La Cobertura Reiterada (CR%) muestra la regeneración de individuos, ya que las plantas reaparecen luego de una o dos temporadas de muestreo y concentran su cobertura principalmente por debajo de los 10 cm.
- La Cobertura Total (CT%) tiene una relación lineal directa y significativa con la Biomasa Total (BT%) (método de estimación no destructivo de la biomasa total).
- El análisis de similaridad espacial agrupa las parcelas de Ocopata-Tupicocha y Rancas-Ucupi; el análisis de similaridad temporal para cada parcela forma grupos de temporadas: hay mayores similitudes entre el primer y último monitoreo (jun15 y oct17), entre los dos muestreos posteriores a la inducción (set15 y dic15), así como los monitoreos del año 2016 (abr, jul y oct) que corresponde a un año de menor precipitación.
- Los taxones que más contribuyen a las agrupaciones temporales son: *Cenchrus clandestinus* “kikuyo” (Ocopata), familia Asteraceae (Tupicocha) y *Calamagrostis vicunarum* “crespillo” (Ucupi). En Rancas las diferencias son mejor explicadas por la diversidad en su conjunto.

VI. RECOMENDACIONES

- Mantener el monitoreo de las parcelas para ampliar el tiempo de muestreo, de manera que se puedan confirmar o ajustar las trayectorias observadas.
- Incluir otras formaciones vegetales representativas de Cajatambo en el monitoreo de la sucesión postagrícola.
- Incluir el monitoreo de variables físicas relacionadas al suelo y atmósfera, de manera que se determine si existe relación entre el cambio de éstas, con el cambio observado en las variables biológicas.
- Incluir el monitoreo de otras variables biológicas que permitan una mejor descripción de las trayectorias sucesionales observadas.
- Incluir el efecto de la sucesión postagrícola sobre la vegetación en los criterios para el diseño de sistemas agrícolas sustentables, como un parámetro para el establecimiento de un plan de cierre, interrupción prolongada o cambio de la actividad agrícola.
- Incluir el efecto de la sucesión postagrícola sobre la vegetación, en los criterios de decisión sobre el tiempo de descanso de parcelas agrícolas, a nivel de micro cuenca.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abrams, M.D; Sprugel, D.G; Dickmann, D.I. 1985. Multiple successional pathways on recently disturbed Jack pine sites in Michigan. *Forest Ecology and Management* 10:31-48.

Akobundu, I.O; Agyakwa, C.W. 1989. *Guide des adventices d'Afrique de l'Ouest*. Institut international d'agriculture tropicale. Ibadan, Nigeria. 521p.

Altieri, M. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93:1-24.

Altieri, M; Nicholls, C. 2005. *Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture*. Basic Textbooks for Environmental Training #9. United Nations Environment Program. Mexico. 291 p.

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

Altieri, M; Nicholls, C. 2012. Agroecology: scaling up for food sovereignty and resiliency. *Sustainable Agriculture Reviews* 11:1-29.

APG (Angiosperm Phylogeny Group). 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181 (1):1–20.

Arnao, L. 2019. Modelamiento de la estructura del paisaje relacionado con el cambio de temperatura para el distrito de Cajatambo entre 1987-2014. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en Ecología Aplicada. UNALM. 89 p.

Bazzaz, F.A. 1996. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, USA. 320 p.

Brack, A. y Mendiola, C. 2004. *Ecología del Perú*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Editorial Bruño. 496 p.

- Brako, L; Zarucchi, J. 1993. Catálogo de las Angiospermas y Gimnospermas del Perú. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Garden. Vol 45.
- Bonham, C.D. 1989. Measurements for terrestrial vegetation. John Wiley and Sons. New York, USA. 338 p.
- Caamal-Maldonado, A; Armendariz-Yañez, I. 2002. La sucesión secundaria en los ecosistemas y agroecosistemas tropicales – el Henequén (*Agave fourcroydes*) en el contexto de la diversificación. Tropical and Subtropical Agroecosystems 1(1):28-32.
- Cámara, R; Díaz, F. 2013. Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (I): fundamentos metodológicos. Estudios Geográficos 74(274):67-88.
- Caro, C. 2010. Extracción de pastos por actividad de “champeo” en la Reserva Nacional de Junín durante el año 2004 - 2005. Una perspectiva desde la teoría de la sucesión. Estudio de caso en la comunidad campesina de Villa Junín. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae. Universidad Nacional Agraria La Molina. 168 p
- Chapin, F.S; Matson, P.A; Mooney, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag New York, USA. 396 p.
- Chapin, F.S; Kofinas, G.P; Folke, C. 2009. Principles of Ecosystem Stewardship Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World. Springer Science Business Media N.Y., USA. 401 p.
- Clarke, K.R; Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation with PRIMER-E. 2nd Edition. Plymouth, UK. 176 p.
- Colín, J; Maeda, P; Muñoz, E. 2006 Análisis espacial de la riqueza de especies. CONABIO. Biodiversitas 68:6-10.
- De la Cruz, H; Zevallos, P; Vilcapoma, G. 2005. Status de conservación de las especies vegetales silvestres de uso tradicional en la provincia de Canta, Lima-Perú. Revista Ecología Aplicada 4(1,2):9-16.
- Drury, W.H; Nisbet, I.C.T. 1973. Succession. Journal of the Arnold Arboretum 54: 331-368.

- Espinoza-Bretado, R; Návar, J. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1): 25-35.
- Espinosa, F.J; Sarukhán, J. 1997. *Manual de Malezas del Valle de México. Claves, descripciones e ilustraciones.* Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 407 p.
- Farhad, S. 2012. Los Sistemas Socio-Ecológicos. Una aproximación conceptual y metodológica. XIII Jornadas de Economía Crítica. Universidad Pablo de Olavide, España. p 265-280.
- Flombaum, P; Sala, O.E. 2009. Cover is a good predictor of biomass in arid systems. *Journal of Arid. Environments* 73:597-598.
- Flores, M; Alegría, J; Granda, A. 2005. Diversidad florística asociada a las lagunas andinas Pomacocha y Habascocha, Junín, Perú. *Rev. Peru. Biol.* 12(1):125-134.
- Fonseca, W; Alice, F; Rey-Benayas, J. M. 2009. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque* 30(1):36-47.
- Gadow, K; Rojo Alboreca, A; Álvarez González, J.G; Rodríguez Soalleiro, R. 1999. Ensayos de crecimiento, parcelas permanentes, temporales y de intervalo. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For. Fuera de Serie* 1:299-310.
- Gliessman, S.R. 2002. *Agroecología: Procesos Ecológicos en Agricultura Sostenible.* CATIE. Turrialba, C.R. 359 p.
- Gliessman, S.R. 2015. *Agroecology. The ecology of sustainable food systems.* 3rd Edition. Taylor & Francis. FL, USA. 364 p.
- González, P; Navarro, E; La Torre, M; Cano, A. 2015. Flora y vegetación de Santa Rosa de Quives, provincia de Canta (Lima). *Arnaldoa* 22(1):155-182.
- González, P. 2016. Riqueza y distribución de Asteráceas en el departamento de Lima (Perú). *Arnaldoa* 23:111-134.

Gunderson, L; Holling, C.S. (eds). 2002. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, USA. 507 p.

Gutiérrez, J; Squeo, F. 2004. Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. Ecosistemas, Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente 13(1):36-45.

Gutiérrez, J.G; Aguilera, L.I; González, C.E. 2008. Agroecología y sustentabilidad. Convergencia Revista de Ciencias Sociales 46:51-87.

Halfpeter, G; Moreno, C. 2005. Significado biológico de la diversidad alfa, beta y gamma. In: Halfpeter, G; Soberón, J; Koleff, P; Melic, P. 2005. Sobre Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza, España. p 5-18.

Hammer, Ø; Harper D.A.T; Ryan P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. v. 3.14. 5Mb. [on line] <https://folk.uio.no/ohammer/past/> Consultado 25/07/2019

Heuzé, V; Thiollot, H; Tran, G; Delagarde, R; Lebas, F. 2016. Bur clover (*Medicago polymorpha*). Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO. <https://www.feedipedia.org/node/276>. Consultado 20/08/2019.

Holling, C.S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. Annual Review of Ecology and Systematics 4:1-23.

Holling, C.S. 1992. Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. Ecological Monographs 62(4):447-502.

Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. Ecosystems 4:390-405.

Huamán, L; Chávez, K; Arias, E; Zegarra, L. 2007. Flora vascular de la zona baja de los Valles de Fortaleza y Pativilca (Lima-Perú). Arnaldoa 14(1):131-142.

INBio (Instituto Nacional de Biodiversidad). 2008. Protocolo de manejo de colecciones de plantas vasculares. Proyecto Desarrollando capacidades y compartiendo tecnologías para la gestión de la biodiversidad en Centroamérica. Costa Rica. 46 p.

- Kaisler, S; Madey, G. 2009. Complex Adaptive Systems: Emergence and Self-Organization Tutorial Presented at HICSS-42 Big Island, HI. University of Notre Dame. 157 p.
- Kay, J; Regier, H; Boyle, M; Francis, G. 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Futures* 31(7):721-742.
- Krebs, C. 1985. *Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia*. Harla. México. 753 p.
- Küchler, A; Zonneveld, I. 1988. *Handbook of vegetation science. Vegetation mapping*. 622 p.
- Legendre, P; Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology, Vol 24. 3era Edición*. Elsevier. 1006 p.
- León, B; Pitman, N; Roque, J. 2006. Introducción a las plantas endémicas de Perú. El libro rojo de las plantas endémicas de Perú. *Revista Peruana de Biología* 13(2): 9-22.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science. USA. 256 p.
- Margalef, R. 1980. *La biósfera: entre la termodinámica y el juego*. Editorial Omega. Barcelona, España. 236 p.
- Margalef, R. 1993. *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. Universidad de Barcelona. 2da Edición. España. 290 p.
- Marshall, A. 1998. A Postmodern Natural History of the World: Eviscerating the GUTs from Ecology and Environmentalism. *Stud. Hist. Phil. Biol. & Biomed. Sci.* 29(1):137-164.
- Martínez, J. 2012. Sucesión y restauración en las partes altas de cuencas y la provisión de agua. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 21(Nº. Esp.):35-39.
- Martínez-Ramos, M; García-Orth, X. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 69-84.
- Matteucci, S; Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C., USA. 168 p.

- Meiners, S.J; Cadotte, M.W; Fridley, J.D; Pickett, S.T.A; Walker, L.R. 2015. Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. *Functional Ecology* 29:154-164.
- Mesa, D; Bernal, A. 2005. Protocolos para la preservación y manejo de colecciones biológicas. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural de Colombia* 10:117-148.
- Myster, R.W. 2007. Early successional pattern and process after sugarcane, banana, and pasture cultivation in Ecuador. *New Zealand Journal of Botany* 45:101-110.
- Myster, R.W. 2008. *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*. Springer Science Bussines Media. USA. 308 p.
- Myster, R.W; Pickett, S.T.A. 1990. Initial conditions, history and successional pathways in ten contrasting old fields. *American Midland Naturalist* 124(2):213–238.
- Myster, R.W; Pickett, S.T.A. 1994. A comparison of rate of succession over 18 years in ten contrasting old fields. *Ecology* 75:387-392.
- Odum, E. 1997. *Ecología: Vínculo entre las Ciencias Naturales y Sociales*. Compañía Editorial Continental, S.A. México. 295 p.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. *Ecología Austral* 18:337-346.
- ONERN (Oficina Nacional de Recursos Naturales). 1975. *Inventario y evaluación de los recursos naturales de la zona del proyecto Marcapomacocha*. Lima. Perú. Vol. 1. 585 p.
- Omacini, M; Tognetti, P; Trebino H; Chaneton E. 2005. La sucesión postagrícola en la Pampa Interior: invasión y dominancia de plantas exóticas durante los primeros 20 años. p 215-231. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C.M. Ghersa & J. Paruelo (eds.). *La Heterogeneidad de la Vegetación de los Agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.
- Ortuño, T; Beck, S; Sarmiento, L. 2006. Dinámica sucesional de la vegetación en un sistema agrícola con descanso largo en el Altiplano central boliviano. *Ecología en Bolivia* 41(3):40-70.

- Paulino, E; La Torre, M; Huamán, L. 2015. Distribución altitudinal de la flora fanerogámica del distrito de Oyón, Lima, Perú. *The Biologist* 13(1):21-33.
- Peterson, G; Allen, C.R; Holling C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pickett, S.T.A. 1989. Space for time substitution as an alternative to long term studies. p 110-135. In: G.E. Likens, ed. *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives*. Springer-Verlag, New York.
- Pickett, S.T.A; Cadenasso, M. 2005. Vegetation dynamics. p 172-198. In: van der Maarel, E. (ed.), *Vegetation Ecology*, Blackwell Publishing.
- Pickett, S.T.A; White, P.S. (eds). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, FL. 472 p.
- Pottier, J; Jabot, F. 2017. Non-destructive biomass estimation of herbaceous plant individuals: A transferable method between contrasted environments. *Ecological Indicators* 72:769-776.
- Pretty, J. 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 363:447–465.
- Quinteros, J. 2009. *Etnobotánica y revaloración de los conocimientos tradicionales de la flora medicinal en Cajatambo, Lima*. Tesis para optar el grado de Magister en Desarrollo Ambiental. Pontificia Universidad Católica del Perú. 128 p.
- Ramos, D; Castro, V; Sánchez, E. 2015. Caracterización de la vegetación a lo largo de una gradiente altitudinal en la comunidad de Cochahuayco, cuenca media del río Lurín, Lima. *Ecología Aplicada* 14(1,2):11-25.
- Ramírez, A. 2005. *Ecología Aplicada. Diseño y Análisis Estadístico*. Bogotá, Colombia, Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 325 p.
- Raskin, P. 2006. *World Lines. Pathways, Pivots, and the Global Future*. Boston Tellus Institute. 26 p.

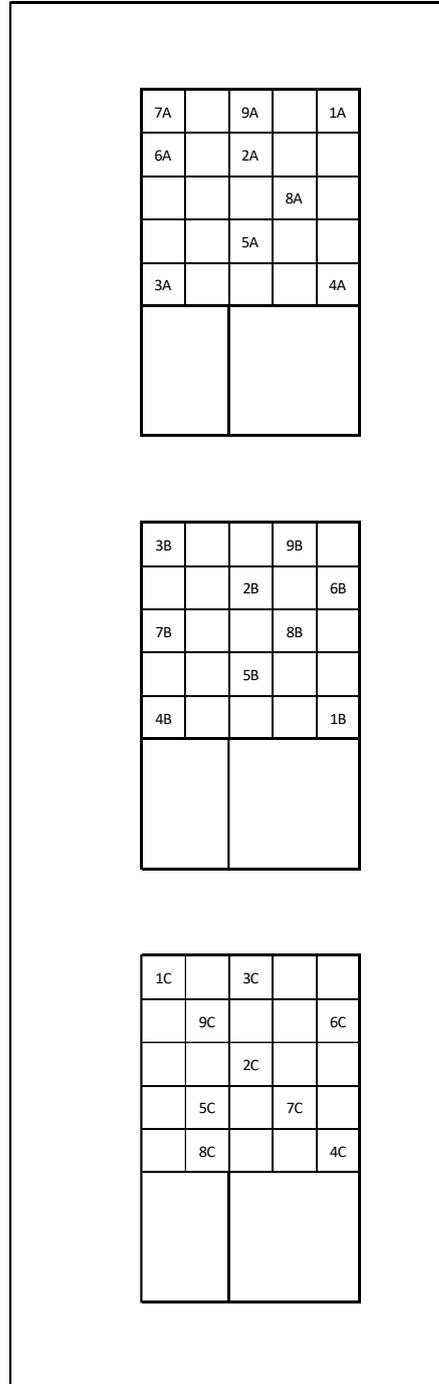
- Rojas, R; Bustamante, B; Bauer, J; Fernández, I; Albán, J; Lock, O. 2003. Antimicrobial activity of selected Peruvian medicinal plants. *Journal of Ethnopharmacology* 88:199-204.
- Röttgermann, M; Steinlein, T; Beyschlag, W; Dietz, H. 2000. Linear relationship between aboveground boreal conditions. *Forest Ecology and Management* 42:35–47.
- Rügnitz, M; Chacón, M; Porro R. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. 1° ed. Centro Mundial Agroforestal (ICRAF)/Consortio Iniciativa Amazónica (IA). Lima, Perú. 79 p.
- Sarandón, S.J; Flores, C.C. 2014. Agroecología: Bases Teóricas para el Diseño y Manejo de Agroecosistemas Sustentables. Universidad Nacional de La Plata, Argentina. 466 p.
- Tovar, O. 2007. Pisos Bioclimáticos y Tipos de Vegetación del “Área de Conservación Privada Huayllapa”. Museo de Historia Natural. Lima – Perú. 32 p.
- Turner, B.L; Moss R.H; Skole D.L. (Eds). 1993. Relating land use and global land-cover change: a proposal for an IGBP-HDP core Project. A report from the IGBP/HDP Working Group on Land Use/Land-Cover Change. IGBP report No. 24 and HDP Report No. 5. Stockolm. 65 p.
- Velázquez, E; Gómez-Sal, A. 2008. Landslide early succession in a neotropical dry forest. *Plant Ecol.* 199:295–308.
- Walker, L.R; Chapin, F.S. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos* 50:131-137.
- Walker, L.R; Del Moral, R. 2003. Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation. Cambridge University Press, New York. 458 p.
- Walker, B; Carpenter, S; Anderies, A; Abel, N; Cumming, C; Janssen, M; Lebel, L; Norberg, J; Peterson, G.D; Pritchard, R. 2002. Resilience management in socialecological systems: A working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6(1):14. [online] <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art14/> Consultado: 15/01/17
- Walker, B; Holling, C.S; Carpenter, S.R; Kinzig, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social – Ecological Systems. *Ecology and Society* 9(2):5. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/> Consultado: 15/01/2017

- Walker, B; Gunderson, L; Kinzig, A; Folke, C; Carpenter, S; Schultz, L. 2006. A Handful of Heuristics and Some Propositions for Understanding Resilience in Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11(1):13. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art13/> Consultado: 15/01/2017
- Walsh Perú. 2009. Estudio de Impacto Ambiental de la Central Hidroeléctrica Rapay Salto 1 y Salto 2. SNPower. Lima. 892 p.
- Weiner, J. 2017. Applying plant ecological knowledge to increase agricultural sustainability. *Journal of Ecology* 105:865-870.
- Wu, J; Loucks, O.L. 1995. From Balance of Nature to Hierarchical Patch Dynamics: A Paradigm Shift in Ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70(4):439-466.
- Zhang, L; Cui, G; Shen, W; Liu, X. 2016. Cover as a simple predictor of biomass for two shrubs in Tibet. *Ecological Indicators* 64:266–271.

ANEXO 2. Mapa de las parcelas permanentes donde se evaluó la sucesión postagrícola temprana

OCOPATA

Acequia



Abajo

1	Inicio	9/6/2015
2		20/9/2015
3		3/12/2015
4		22/4/2016
5		5/7/2016
6		2/10/2016
7		11/1/2017
8		17/5/2017
9	Final	2/10/2017

Continuación ANEXO 2

TUPICOCHA

		5C			7C		
		8C		2C			
	1C		9C				
			6C		4C		
		3C					
Muro				9B			1B
			3B		5B		
				7B		6B	
				2B			
					8B		4B
	5A				2A		
	9A		1A				
		7A		4A			
		3A					
	8A			6A			

1	Clímax	10/6/2015
2		19/9/2015
3		3/12/2015
4		20/4/2016
5		4/7/2016
6		28/9/2016
7		11/1/2017
8	perdida	17/5/2017
9		2/10/2017

Continuación ANEXO 2

RANCAS

Matorral

8C	4C	6C					
5C		9C					
2C	7C	3C				1C	

Cuesta

1	Clímax	11/6/2015
2		21/9/2015
3		2/12/2015
4		23/4/2016
5		4/7/2016
6		30/9/2016
7		12/1/2017
8		17/5/2017
9		4/10/2017
10		

		2B		
	5B			6B
8B		9B	3B	
	1B		4B	
7B				
			2A	
7A		5A		
		8A		6A
	3A		4A	
1A		9A		

Continuación ANEXO 2

UCUPI

Carretera

	6A	3A	
4A	2A	7A	
	5A	1A	
	1B	4B	2B
	7B	3B	
	6B		5B
	5C		3C
	2C	4C	
	7C	6C	1C

Fondo

1	Inicio	4/12/2015
2		21/4/2016
3		5/7/2016
4		29/9/2016
5		12/1/2017
6		17/5/2017
7	Final	3/10/2017

ANEXO 3. Forma de vida, familia botánica, nombre científico y presencia (1) / ausencia (0) en Ocopata (OCP), Tupicocha (TPC), Ranca (RNC) y Ucupi (UCP) de las 78 especies de plantas Cajatambo (2015-2017).

	Forma de Vida	Familia	Nombre científico	Agroecosistemas			
				OCP	TPC	RNC	UCP
1	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Achyrocline alata</i> DC.	0	1	0	0
2	Suculenta de hoja	Agavaceae	<i>Agave cordillerensis</i> Lodé & Pino	1	1	0	0
3	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Ageratina sternbergiana</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	0	1	1	0
4	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Aldama helianthoides</i> (Rich.) E.E.Schill. & Panero	0	1	0	0
5	Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Ambrosia arborescens</i> Mill.	0	1	1	0
6	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Astragalus garbancillo</i> Cav.	0	0	0	1
7	Suculenta de tallo	Cactaceae	<i>Austrocylindropuntia floccosa</i> (Salm-Dyck) F. Ritter	0	0	0	1
8	Suculenta de tallo	Cactaceae	<i>Austrocylindropuntia subulata</i> (Muehlenpf.) Backeb.	1	0	0	0
9	Gramínea	Poaceae	<i>Avena sterilis</i> L.	1	1	0	0
10	Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Baccharis pentlandii</i> DC.	0	0	1	0
11	Latifoliada perennifolia	Berberidaceae	<i>Berberis lutea</i> Ruiz & Pav.	0	0	1	0
12	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens andicola</i> Kunth	0	1	1	1
13	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	1	1	0	0
14	Latifoliada herbácea	Alstroemeriaceae	<i>Bomarea dulcis</i> (Hook.) Beauverd	0	1	0	0
15	Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Brassica napus</i> L.	1	1	1	0
16	Latifoliada herbácea	Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	0	0	1	0
17	Gramínea	Poaceae	<i>Bromus sp.</i>	0	1	0	1
18	Latifoliada herbácea	Loasaceae	<i>Caiophora cirsiifolia</i> C. Presl	0	0	1	0
19	Gramínea	Poaceae	<i>Calamagrostis vicunarum</i> (Wedd.) Pilg.	0	0	0	1
20	Latifoliada herbácea	Calceolariaceae	<i>Calceolaria cuneiformis</i> Ruiz & Pav.	0	0	1	0
21	Latifoliada perennifolia	Solanaceae	<i>Cestrum auriculatum</i> L'Hér.	0	1	0	0
22	Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Chuquiraga spinosa</i> Less.	0	0	0	1

Continuación...

23	Latifoliada caducifolia	Verbenaceae	<i>Citharexylum cf. dentatum</i> Tafalla ex D. Don	0	1	0	0
24	Latifoliada perennifolia	Euphorbiaceae	<i>Croton ruizianus</i> Müll. Arg.	0	1	0	0
25	Parásita	Convolvulaceae	<i>Cuscuta odorata</i> Ruiz & Pav.	1	0	0	0
26	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Dalea exilis</i> DC	0	1	0	0
27	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Desmodium molliculum</i> Kunth	1	0	0	0
28	Latifoliada herbácea	Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	0	0	1	0
29	Latifoliada herbácea	Acanthaceae	<i>Dicliptera cf. montana</i> Lindau	0	1	0	0
30	Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis sp.</i>	0	1	1	0
31	Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	0	1	1	0
32	Gramínea	Poaceae	<i>Festuca sp.</i>	0	1	0	0
33	Latifoliada herbácea	Malvaceae	<i>Fuertesimalva peruviana</i> (L.) Fryxell	0	1	0	0
34	Latifoliada herbácea	Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>	0	0	1	0
35	Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium matucanense</i> R. Knuth	0	1	0	0
36	Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i> Cav.	0	0	1	1
37	Latifoliada herbácea	Amaranthaceae	<i>Gomphrena globosa</i> L.	0	0	1	0
38	Latifoliada perennifolia	Rosaceae	<i>Hesperomeles cuneata</i> Lindl.	0	0	1	0
39	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Hypochaeris brevicaulis</i> Phil.	0	0	1	1
40	Latifoliada herbácea	Rosaceae	<i>Lachemilla pinnata</i> (Ruiz & Pav.) Rothm.	0	0	1	1
41	Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Lepidium bipinnatifidum</i> Desv.	0	0	1	0
42	Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Lupinus ballianus</i> C.P.Sm.	1	0	1	0
43	Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Lupinus microphyllus</i> Desvaux	0	0	0	1
44	Latifoliada herbácea	Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare</i> L.	0	0	1	0
45	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i> L.	1	1	1	1
46	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago sativa</i> L.	1	0	0	0
47	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Melilotus sp.</i>	0	1	0	0
48	Latifoliada perennifolia	Lamiaceae	<i>Minthostachys mollis</i> Griseb.	0	1	1	0

Continuación...

49	Latifoliada herbácea	Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia volcanica</i> (Benth.) Endl.	1	0	0	0
50	Latifoliada herbácea	Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	1	0	1	1
51	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Ophryosporus peruvianus</i> (J. Gmel.) R.M. & H. Rob.	0	1	0	0
52	Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Otholobium pubescens</i> (Poir.) J.W.Grimes	1	0	0	0
53	Latifoliada herbácea	Oxalidaceae	<i>Oxalis peduncularis</i> Kunth	0	0	1	0
54	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Paranephelium uniflorum</i> Poepp. & Endl.	0	0	0	1
55	Latifoliada herbácea	Caryophyllaceae	<i>Paronychia andina</i> A. Gray	0	0	0	1
56	Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum</i> sp.	1	0	1	0
57	Trepadora	Passifloraceae	<i>Passiflora trifoliata</i> Cav.	0	0	1	0
58	Trepadora	Passifloraceae	<i>Passiflora tripartita</i> var. <i>mollissima</i> (Kunth) Holm-Niels. & Jørgensen	0	1	0	0
59	Gramínea	Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	1	1	0	0
60	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Perezia coerulescens</i> Wedd.	0	0	0	1
61	Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	0	1	0
62	Latifoliada perennifolia	Ranunculaceae	<i>Ranunculus praeomorsus</i> Kunth ex DC.	0	0	1	0
63	Latifoliada herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia sagittata</i> Ruiz & Pav.	1	0	0	0
64	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Senecio nutans</i> Sch. Bip.	0	0	1	0
65	Latifoliada herbácea	Campanulaceae	<i>Siphocampylus tupaeformis</i> Zahlbr.	0	0	1	0
66	Latifoliada herbácea	Solanaceae	<i>Solanum acaule</i> Bitter	0	0	1	1
67	Latifoliada herbácea	Caryophyllaceae	<i>Stellaria</i> cf. <i>weddellii</i> Pedersen	0	0	0	1
68	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i> Kunth	1	1	0	0
69	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i> Weber in Wigg.	1	0	1	0
70	Latifoliada perennifolia	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	0	1	0	0
71	Latifoliada perennifolia	Rosaceae	<i>Tetraglochin cristatum</i> (Britton) Rothm.	0	0	0	1
72	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i> L.	1	0	1	1
73	Latifoliada herbácea	Basellaceae	<i>Ullucus tuberosus</i> Caldas	0	0	1	0

Continuación...

74	Latifoliada herbácea	Urticaceae	<i>Urtica leptophylla</i> Kunth	0	1	1	0
75	Latifoliada herbácea	Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	1	1	1	0
76	Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i> Poir.	1	0	1	0
77	Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Vicia andicola</i> Kunth	0	0	1	0
78	Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Werneria pygmaea</i> Gillies ex Hook. & Arn.	0	0	0	1

ANEXO 4. Cambio de la cobertura total por especie (%) en los cuatro agroecosistemas en sucesión postagrícola temprana.

Forma de Vida	Familia	Especie	Localidad	Jun15	Set15	Dic15	Abr16	Jul16	Oct16	Ene17	May17	Oct17
Suculenta de hoja	Agavaceae	<i>Agave cordillerensis</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00
Suculenta de tallo	Cactaceae	<i>Austrocylindropuntia subulata</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33
Gramínea	Poaceae	<i>Avena sterilis</i>	Ocopata	12.00	2.67	1.33	2.67	1.33	6.67	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	28.00	0.00
Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Brassica napus</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00
Parásita	Convolvulaceae	<i>Cuscuta odorata</i>	Ocopata	6.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Desmodium molliculum</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Lupinus ballianus</i>	Ocopata	37.33	0.00	0.00	1.33	0.00	1.33	0.00	1.33	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i>	Ocopata	30.67	0.00	0.00	28.00	5.33	0.00	2.67	13.33	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago sativa</i>	Ocopata	0.00	0.00	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	49.33	1.33
Latifoliada herbácea	Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia volcanica</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.00
Latifoliada herbácea	Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i>	Ocopata	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Otholobium pubescens</i>	Ocopata	72.00	0.00	0.00	8.00	13.33	0.00	16.00	0.00	30.67
Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum sp.</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33
Gramínea	Poaceae	<i>Cenchrus clandestinus</i>	Ocopata	100.00	13.33	4.00	54.67	54.67	10.67	38.67	54.67	76.00
Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	Ocopata	24.00	0.00	2.67	20.00	0.00	5.33	1.33	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia sagitata</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	29.33
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	1.33	0.00	1.33	2.67
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33
Latifoliada herbácea	Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Ocopata	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33
Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>	Ocopata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33	0.00	0.00
Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Ageratina stembergiana</i>	Rancas	56.00	0.00	0.00	2.67	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Ambrosia arborescens</i>	Rancas	25.33	0.00	0.00	9.33	8.00	6.67	6.67	24.00	2.67
Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Baccharis pentlandii</i>	Rancas	38.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00

Continuación...

Latifoliada perennifolia	Berberidaceae	<i>Berberis lutea</i>	Rancas	22.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens andicola</i>	Rancas	6.67	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	16.00
Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Brassica napus</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33
Latifoliada herbácea	Poaceae	<i>Bromus catharticus</i>	Rancas	33.33	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Loasaceae	<i>Caioophora cirsiifolia</i>	Rancas	14.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Calceolariaceae	<i>Calceolaria cuneiformis</i>	Rancas	28.00	2.67	6.67	9.33	2.67	1.33	0.00	17.33	0.00
Latifoliada herbácea	Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	29.33	0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis sp.</i>	Rancas	94.67	0.00	0.00	0.00	16.00	4.00	2.67	10.67	0.00
Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i>	Rancas	4.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00	0.00	2.67	0.00
Latifoliada herbácea	Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>	Rancas	9.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00
Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i>	Rancas	1.33	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.67	0.00
Latifoliada herbácea	Amaranthaceae	<i>Gomphrena globosa</i>	Rancas	32.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	8.00	0.00
Latifoliada perennifolia	Rosaceae	<i>Hesperomeles cuneata</i>	Rancas	13.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Hypochaeris brevicaulis</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.33
Latifoliada herbácea	Rosaceae	<i>Lachemilla pinnata</i>	Rancas	14.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	Rancas	14.67	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00	0.00	9.33	5.33
Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Lupinus ballianus</i>	Rancas	49.33	0.00	4.00	4.00	0.00	1.33	0.00	8.00	4.00
Latifoliada herbácea	Lamiaceae	<i>Marrubium vulgare</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.00	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i>	Rancas	17.33	0.00	0.00	0.00	9.33	0.00	0.00	0.00	2.67
Latifoliada perennifolia	Lamiaceae	<i>Minthostachys mollis</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i>	Rancas	12.00	0.00	0.00	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Oxalidaceae	<i>Oxalis peduncularis</i>	Rancas	37.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Paspalum sp.</i>	Rancas	64.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.67	29.33
Trepadora	Passifloraceae	<i>Passiflora trifoliata Cav.</i>	Rancas	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	Rancas	9.33	0.00	0.00	5.33	0.00	0.00	8.00	1.33	4.00
Latifoliada perennifolia	Ranunculaceae	<i>Ranunculus praemorsus</i>	Rancas	2.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Continuación...

Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Senecio nutans</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	5.33	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Campanulaceae	<i>Siphocampylus tupaeformis</i>	Rancas	30.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada perennifolia	Solaceae	<i>Solanum acaule</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	Rancas	29.33	2.67	0.00	12.00	2.67	0.00	0.00	17.33	0.00
Latifoliada herbácea	Bassellaceae	<i>Ullucus tuberosus</i>	Rancas	0.00	0.00	0.00	52.00	0.00	0.00	6.67	0.00	2.67
Latifoliada herbácea	Urticaceae	<i>Urtica leptophylla</i>	Rancas	5.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Rancas	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33	0.00	0.00	6.67
Latifoliada herbácea	Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>	Rancas	1.33	0.00	0.00	13.33	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Vicia andicola</i>	Rancas	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Achyrocline alata</i>	Tupicocha	2.67	0.00	0.00	3.56	1.19	0.00	0.00		0.00
Suculenta de hoja	Agavaceae	<i>Agave cordillerensis</i>	Tupicocha	8.00	0.00	0.00	10.67	3.56	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Ageratina sternbergiana</i>	Tupicocha	8.00	0.00	0.00	10.67	3.56	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Aldama helianthoides</i>	Tupicocha	40.00	0.00	0.00	94.67	34.22	0.00	10.67		3.56
Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Ambrosia arborescens</i>	Tupicocha	25.33	0.00	0.00	33.78	11.26	0.00	0.00		0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Avena sterilis</i>	Tupicocha	36.00	0.00	0.00	48.00	16.00	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens andicola</i>	Tupicocha	6.67	0.00	0.00	16.89	25.63	1.33	1.78		3.26
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>	Tupicocha	36.00	0.00	0.00	48.00	16.00	21.33	28.44		9.48
Latifoliada herbácea	Alstroemeriaceae	<i>Bomarea dulcis</i>	Tupicocha	2.67	0.00	0.00	3.56	2.52	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Brassicaceae	<i>Brassica napus</i>	Tupicocha	0.00	0.00	0.00	6.67	16.89	9.33	15.11		9.04
Gramínea	Poaceae	<i>Bromus sp.</i>	Tupicocha	10.67	0.00	0.00	14.22	4.74	0.00	0.00		0.00
Latifoliada perennifolia	Solanaceae	<i>Cestrum auriculatum</i>	Tupicocha	17.33	0.00	0.00	23.11	7.70	0.00	0.00		0.00
Latifoliada caducifolia	Verbenaceae	<i>Citharexylum cf. dentatum</i>	Tupicocha	32.00	0.00	0.00	42.67	14.22	12.00	16.00		13.33
Latifoliada perennifolia	Euphorbiaceae	<i>Croton ruizianus</i>	Tupicocha	10.67	0.00	0.00	14.22	4.74	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Dalea exilis</i>	Tupicocha	33.33	0.00	0.00	45.78	21.93	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Acanthaceae	<i>Dicliptera cf. montana</i>	Tupicocha	22.67	0.00	0.00	31.56	17.19	0.00	0.00		0.00

Continuación...

Gramínea	Poaceae	<i>Eragrostis sp.</i>	Tupicocha	6.67	0.00	0.00	22.22	7.41	8.00	5.33		7.11
Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i>	Tupicocha	0.00	0.00	0.00	2.67	0.89	0.00	0.00		0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Festuca sp.</i>	Tupicocha	30.67	0.00	0.00	40.89	13.63	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Malvaceae	<i>Fuertesimalva peruviana</i>	Tupicocha	9.33	0.00	0.00	36.44	12.15	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium matucanense</i>	Tupicocha	16.00	0.00	0.00	21.33	7.11	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i>	Tupicocha	57.33	0.00	0.00	79.11	29.04	0.00	0.00		6.67
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Melilotus sp.</i>	Tupicocha	10.67	0.00	0.00	15.56	5.19	0.00	0.00		0.00
Latifoliada perennifolia	Lamiaceae	<i>Minthostachys mollis</i>	Tupicocha	30.67	0.00	0.00	40.89	36.30	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Ophryosporus peruvianus</i>	Tupicocha	22.67	0.00	0.00	30.22	10.07	12.00	21.33		9.78
Trepadora	Passifloraceae	<i>Passiflora tripartita var. mollisima</i>	Tupicocha	13.33	0.00	0.00	17.78	5.93	0.00	0.00		0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Cenchrus clandestinus</i>	Tupicocha	1.33	8.00	2.67	30.67	10.22	10.67	6.22		26.07
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Tagetes multiflora</i>	Tupicocha	0.00	0.00	0.00	6.67	2.22	16.00	5.33		1.78
Latifoliada perennifolia	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	Tupicocha	20.00	0.00	0.00	26.67	8.89	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Urticaceae	<i>Urtica leptophylla</i>	Tupicocha	2.67	0.00	0.00	3.56	1.19	0.00	0.00		0.00
Latifoliada herbácea	Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i>	Tupicocha	2.67	0.00	0.00	3.56	1.19	0.00	0.00		0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Astragalus garbancillo</i>	Ucupi			20.00	4.00	0.00	2.67	0.00	6.67	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Austrocylindropuntia floccosa</i>	Ucupi			1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Suculenta de tallo	Cactaceae	<i>Bidens andicola</i>	Ucupi			0.00	2.67	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Bromus sp.</i>	Ucupi			0.00	9.33	0.00	5.33	0.00	2.67	0.00
Gramínea	Poaceae	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	Ucupi			100.00	14.67	26.67	9.33	24.00	36.00	33.33
Latifoliada perennifolia	Asteraceae	<i>Chuiraga spinosa</i>	Ucupi			0.00	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i>	Ucupi			0.00	1.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Hypochaeris brevicaulis</i>	Ucupi			0.00	1.33	0.00	1.33	0.00	1.33	8.00
Latifoliada herbácea	Rosaceae	<i>Lachemilla pinnata</i>	Ucupi			32.00	5.33	0.00	6.67	0.00	6.67	6.67
Latifoliada perennifolia	Fabaceae	<i>Lupinus microphyllus</i>	Ucupi			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00
Latifoliada herbácea	Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i>	Ucupi			0.00	0.00	8.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Continuación...

Latifoliada herbácea	Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i>	Ucupi			0.00	0.00	5.33	0.00	0.00	9.33	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Paranephelius uniflorus</i>	Ucupi			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Caryophyllaceae	<i>Paronychia andina</i>	Ucupi			0.00	0.00	10.67	8.00	0.00	6.67	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Perezia coerulescens</i>	Ucupi			10.67	1.33	1.33	2.67	14.00	41.33	0.00
Latifoliada herbácea	Solanaceae	<i>Solanum acaule</i>	Ucupi			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Caryophyllaceae	<i>Stellaria cf. weddellii</i>	Ucupi			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.33	0.00
Latifoliada perennifolia	Rosaceae	<i>Tetraglochin cristatum</i>	Ucupi			14.67	1.33	1.33	0.00	0.00	4.00	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Trifolium repens</i>	Ucupi			0.00	9.33	0.00	0.00	0.00	21.33	0.00
Latifoliada herbácea	Asteraceae	<i>Werneria pygmaea</i>	Ucupi			1.33	6.67	0.00	0.00	0.00	1.33	1.33

ANEXO 5. Biomasa Total (g/m²) para cada agroecosistema donde se evaluó la sucesión postagrícola temprana en el periodo 2015 al 2017.

LOCALIDAD	OCOPATA	Biomasa vegetal o peso seco (gr/1m2)							
Estado	Climax				Sucesión				
Mes de Medición	jun-15	set 15	dic-15	abr-16	jul-16	oct-16	ene-17	may-17	oct-17
Biomasa Promedio	506.17	2.51	0.38	132.19	107.00	14.00	76.24	143.39	650.48
IC min		1.78	0.29	93.64	90.37	8.95	40.41	108.05	538.86
IC max		3.24	0.46	170.74	123.63	19.05	112.08	178.73	762.09
Desv St		1.85	0.21	97.44	42.04	12.76	90.58	89.33	282.16
IC		0.73	0.08	38.55	16.63	5.05	35.83	35.34	111.62

LOCALIDAD	TUPICOCHA	Biomasa vegetal o peso seco (gr/1m2)							
Estado	Climax				Sucesión				
Mes de Medición	jun-15	set 15	dic-15	abr-16	jul-16	oct-16	ene-17	may-17	oct-17
Biomasa Promedio	242.00	2.45	0.81	113.19	53.03	30.00	69.70		22.50
IC min		0.99	0.52	102.64	45.59	19.50	26.99		14.01
IC max		3.92	1.10	123.74	60.47	40.50	112.41		30.99
Desv St		3.70	0.73	26.66	18.81	26.54	107.96		21.46
IC		1.46	0.29	10.55	7.44	10.50	42.71		8.49

LOCALIDAD	RANCAS	Biomasa vegetal o peso seco (gr/1m2)							
Estado	Climax				Sucesión				
Mes de Medición	jun-15	set 15	dic-15	abr-16	jul-16	oct-16	ene-17	may-17	oct-17
Biomasa Promedio	588.69	0.78	0.91	116.46	42.97	21.00	51.611	332.84	89.43
IC min		0.25	0.66	60.02	37.33	14.39	35.88549	250.50	77.56
IC max		1.32	1.16	172.90	48.61	27.61	67.33651	415.19	101.30
Desv St		1.35	0.63	142.68	14.26	16.70	39.75236	208.16	30.02
IC		0.54	0.25	56.44	5.64	6.61	15.72551	82.34	11.87

Continuación...

LOCALIDAD		UCUPI	Biomasa vegetal o peso seco (gr/1m2)					
Estado		Climax		Sucesión				
Mes de Medición	set 15	dic-15	abr-16	jul-16	oct-16	ene-17	may-17	oct-17
Biomasa Promedio	0	172.73	24.35	31.50	13.00	99.38	260.18	45.18
IC min			21.63	26.52	9.19	68.24	244.45	40.32
IC max			27.06	36.47	16.81	130.51	275.91	50.03
Desv St			6.87	12.57	9.64	78.72	39.76	12.28
IC			2.72	4.97	3.81	31.14	15.73	4.86