

El biocarbón aplicado al suelo retiene agua y nutrientes en los valles interandinos del Departamento de Cochabamba, Bolivia

Thomas Middelanis

Instituto de ecología paisajística, WWU Münster, Alemania

thomasmid@posteo.de

Resumen: La agricultura de los valles templados en los Andes bolivianos está enfrentando graves desafíos en cuanto a las actuales condiciones de sus suelos y alteraciones climáticas en el futuro. Estas obligan ajustes en el uso de los recursos básicos, agua y suelo, y adaptaciones en la práctica agrícola en general. El estudio presente examina si la incorporación de biocarbón puede mejorar la calidad del suelo y a la vez prevenir la degradación. Las mediciones se llevaron a cabo entre marzo y julio de 2019 en una parcela agroforestal, que se implementó para el estudio presente en Mollesnejta, Cochabamba. Los tratamientos de biocarbón fueron divididos en dos grupos experimentales con 10 réplicas por grupo. El grupo 1 tenía una dosis de 25,6 kg biocarbón por m³ y el grupo 2 se caracterizaba por la doble cantidad, 51,6 kg m⁻³. Para evaluar el éxito de esta práctica se escogió medir la humedad, el contenido de nitrógeno tanto como el pH y la capacidad de intercambio catiónico. En comparación con el grupo control, los dos grupos con biocarbón evidenciaron efectos positivos sobre las condiciones edáficas: el biocarbón aumentó el pH, la capacidad potencial de intercambio catiónico y el contenido no solo de agua sino también de nitrógeno total. Hubo un aumento significativo ($p < 0.05$) en el contenido del nitrógeno total y en el caso de la humedad fue incluso altamente significativo ($p < 0,001$). Para estos resultados muy positivos se plantearon explicaciones que se referían principalmente a las propiedades estructurales y químicas del biocarbón.

Palabras clave: biocarbón, manejo de suelo, agricultura, agroforestería, valles interandinos, sequía

Abstract: The agriculture of the temperate valleys in the Bolivian Andes faces severe challenges concerning actual soil conditions and climate alterations in the future. These oblige adjustments in the use of the basic resources water and soil plus adaptations of the agricultural practice in general. The present study examines whether the incorporation of biochar into soils is able to meliorate the local soil quality and prevent degradation processes. Soil humidity, total nitrogen content and basic soil parameters were chosen as indicators for possible effects of the proposed treatment. The measurements took place between March and July of 2019 in an agroforestry parcel, which was implemented for the scientific purpose of this study in the research centre Mollesnejta in Cochabamba, Bolivia. The biochar treatments were divided into two groups of each 10 replications. Group 1 had a dosage of 25.8 kg biochar per m³, while the amendment of group 2 was the

double, 51.6 kg m⁻³. In comparison to the control group both showed positive effects due to the biochar amendments on soil conditions: Biochar increased soil pH, potential cation exchange capacity, soil moisture and total nitrogen content. The effect on the last-mentioned parameter was significant ($p < 0.05$) and in the case of the biochar effect on soil water content highly significant ($p < 0.001$). The results showed clearly positive effects of biochar on soil physical and chemical conditions. They were discussed and mainly explained by the structural properties of biochar, such as its high porosity and particular surface chemistry.

1 Introducción

La zona disjunta de los valles templados interandinos se caracteriza por semejanzas climáticas, edáficas y agropecuarias y se extiende por grandes partes del departamento de Cochabamba, Bolivia. Los valles se ubican entre 2000 y 3500 m.s.n.m. (Stadler-Kaulich et al. 2014) y se particularizan por un clima con temperaturas promedio relativamente cálidas entre 13 y 20 °C y extremas estaciones hidrológicas. En la temporada de lluvias se precipitan grandes partes de las lluvias que llegan a 400-750 mm en el año (Aceituno 1996), mientras que en el período entre mayo y septiembre no llueve, fenómeno que se puede repetir en varios años (Saavedra 2005). Por lo tanto el clima se puede definir como templado pluviestacional subhúmedo. La vegetación natural potencial de los valles andinos son bosques secos, de los cuales se ha degradado y transformado la mayoría a causa de la larga historia de cultivación y la alta densidad de población (Stadler-Kaulich et al. 2014). La agricultura de esta zona, que está viviendo una reestructuración (Stadler-Kaulich et al. 2014), necesita recurrir al riego artificial para poder cultivar todo el año. La salinización, como resultado de un riego mal manejado, los daños por la erosión y los cambios climáticos significan riesgos ecológicos tanto como económicos para la zona. A ellos se agrupan los precios relativamente bajos de los productos alimentarios y la migración de la población joven hacia las metrópolis (inter-)nacionales. Considerando estos desafíos se puede clasificar el rol de la agricultura como un elemento central de la vida en las áreas rurales y periféricas, aunque económicamente más bien de carácter accesorio (Stadler-Kaulich et al. 2014). Para el minifundio, que juega un papel predominante en la producción regional, está ganando importancia el cultivo de árboles frutales: durazneros, manzanos, higueras, árboles de chirimoya (*Annona cherimola*) así como Tuna (*Opuntia ficus-indica*). Estas plantas son características en el paisaje regional y aportan a la economía cochabambina (Stadler-Kaulich 2019). En la zona de los valles interandinos se pronostican un recalentamiento tanto como precipitaciones más concentradas y no distribuidas equitativamente por las temporadas de lluvias en las futuras décadas (Andrade 2014). Contextualizando esto con el futuro aumento de la evapotranspiración (Motavalli et al. 2013) y la escasez de aguas glaciares se entiende la necesidad de adaptaciones agropecuarias en el caso de sistemas que recurren a estos recursos naturales. Los problemas que resultan en la práctica campesina se concentran sobre todo en los suelos que se pueden considerar

desde la perspectiva agrícola como la interfaz entre la atmósfera, la geología y la producción de alimentos. Las pérdidas por la erosión agravan las dificultades que hay por el contenido de arena (que es muy alto en diversas partes de la zona y deja filtrar agua y nutrientes) y piedras (que obstaculizan el enraizamiento) (Saavedra 2005, Stadler-Kaulich et al. 2014). Es parte del trabajo agrícola sacar las piedras y rocas manualmente en este entorno poco industrializado, pero para mejorar las condiciones físicas de los sustratos de grano grueso se requieren otras maneras. En resumen, se destacan los daños por las sequías, las pérdidas de nutrientes por la erosión y el deslave como los factores que más limitan la productividad de los sistemas agrícolas en la región del estudio (Wall 1999).

El biocarbón es un producto de la pirólisis, es decir la combustión de biomasa seca bajo la escasez de oxígeno. Se fabrica con carboneras que limitan la afluencia de aire. La palabra *biocarbón*, tanto como su significado *biochar* en inglés, implica también el uso de este material en el contexto agrícola (Lehmann et al. 2011). Desde el descubrimiento de suelos negros creados por indígenas en la Amazonía brasileña (*Terras pretas de Indio*) ha surgido mucho interés científico en las propiedades únicas del biocarbón (Shaaban et al. 2018). Por lo tanto, en los 20 años pasados no solo se probaron efectos positivos en la retención de nutrientes y agua sino también un elevado secuestro de carbono a través de la aplicación de biocarbón (Escalante-Rebolledo et al. 2016). Por tener estructuras químicamente muy estables, el biocarbón se descompone en el suelo en escalas de siglos o milenios. Es por esto que hoy, siglos después de su creación, siguen siendo muy fértiles las tierras negras de los pueblos indígenas en la Amazonía (Fischer, Glaser 2012). Este estudio se concentra solamente en una parte de las diversas funciones que puede afectar el biocarbón aplicado al suelo. Otras funciones como el secuestro de carbono y su potencial climanegativo (Werner et al. 2018) como también la adsorción de contaminantes (Xu et al. 2018) se dejaron aparte para poder analizar imparcialmente la presumida influencia del biocarbón en la función del suelo como fuente de nutrientes y alimentos (Shaaban et al. 2018).

Desde la perspectiva química se observa que el biocarbón se compone mayormente de estructuras orgánicas con un alto contenido de carbono y superficies muy heterogéneas que se pueden clasificar como compuestos aromáticos condensados (Weber, Quicker 2018) pero también se caracterizan por diversos grupos funcionales (Xiao et al. 2018). El biocarbón (en lo siguiente también: BC) se caracteriza por una porosidad muy alta (Hardie et al. 2014) que implica una superficie específica entre 400 y 800 m² g⁻¹ (Fischer, Glaser 2012). De la porosidad resultan diversas propiedades e interacciones de modo físico, químico y biológico. Por ejemplo, el BC forma estructuras estables en el suelo propiciando un hábitat permanente para microorganismos (Fischer, Glaser 2012), interactúa complejamente con otra materia orgánica (Czimczik, Masiello 2007) y contribuye mayormente con

poros medios (0,2-10,0 μm) al espacio de los poros (Hardie et al. 2014). Fue posible probar en diferentes estudios que existen causalidades entre los fenómenos que se describieron arriba y sus efectos sobre los rendimientos agrícolas (Shaaban et al. 2018).

Los beneficios para la física edáfica más destacables ocurren cuando se trata de suelos de grano grueso con poca materia orgánica (Omondi et al. 2016). Se quiere comprobar si también se pueden observar efectos positivos del biocarbón aplicando esta tecnología básica en los valles cochabambinos. ¿Será el biocarbón un medio que puede servir a la agricultura regional para mejorar los suelos en cuanto a sus recursos hídricos y nutritivos?

2 Métodos

2.1 Diseño experimental

En febrero de 2019 se implementó una parcela experimental en el *Centro de Agroforestería Andina Mollesneja* para poder realizar las mediciones que se llevaron a cabo entre marzo y julio del mismo año. Este centro de investigación abarca 16 ha y se ubica en el valle de Cochabamba en aproximadamente 2800 m s.n.m. representando las condiciones de agricultura regional con un bajo nivel de intensificación. La parcela experimental mide 1000 m² y se encuentra entre 2778 y 2790 m s.n.m. teniendo una inclinación homogénea de 19,5 por ciento. El suelo se clasifica como “Cambisol” con un alto contenido de piedras y es perturbado su desarrollo edáfico a causa de la erosión. La textura del suelo es franco arenoso y la actividad biológica se puede considerar relativamente baja siendo representada solamente por diferentes especies de hormigas y larvas de insectos. Antes de la investigación no se cultivaba el área de la parcela experimental por 18 meses. Para el experimento se cavaron 30 hoyos de plantación. Al elegir su ubicación se dio importancia a una distribución equitativa de la parcela con atención a la semejanza de las condiciones locales. Cada hoyo midió 100 cm de diámetro y tuvo una profundidad homogénea de 45 cm. El material que se excavó fue cernido a un grosor máximo de 1,5 cm y se homogenizó en un lugar central donde se mezclaba precisamente con los otros dos componentes de los sustratos experimentales (abono ovino y biocarbón). A fines de febrero de 2019 se rellenaron los hoyos y se plantaron también plantones que por su pequeñez aún no tenían efectos sobre las mediciones de este estudio. Un poco antes de la mezcla se produjo el biocarbón con un horno de pirólisis del modelo *Kon Tiki* del Instituto *Ithaka*. Este modelo se caracteriza por condiciones de pirólisis de aproximadamente 700 °C y una duración de menos de una hora (Cornelissen et al. 2016). Al apagar la combustión se usaba una mixtura de agua con orina humana. Como sustancia de base se usaba la leña de Chacatea (*Dodonea viscosa*), Queñua (*Polylepis subtusalbida*) y pino de Monterrey (*Pinus radiata*).

Todas las partes de la mezcla eran cernidas para no tener pedazos más grandes de 2,5 cm. Basándose en las dosis recomendadas en la literatura (normalmente aplicaciones completas en la unidad “t ha⁻¹”) se calcularon concentraciones adecuadas para el uso del biocarbón en este contexto. Resultaron dos dosis que representan 1) los tratamientos de concentraciones relativamente bajas (grupo 1: dosis simple) y 2) los valores máximos que recomiendan otras investigaciones (grupo 2: dosis doble) (véase Tabla 1). Como este estudio examina solamente los efectos del BC y no de otras sustancias, cada sustrato experimental contenía el mismo contenido de abono ovino. A este respecto se substituyó progresivamente el contenido de la tierra de origen con biocarbón por los tres grupos experimentales:

Tabla 1. Composición de los sustratos experimentales. La columna “concentración N_{abono}” indica la concentración que debe haber tenido el nitrógeno en los sustratos experimentales solamente por el abono ovino (Moreno-Caselles et al. 2002). Como no se midieron las concentraciones totales al principio, este valor puede indicar la concentración mínima de los sustratos al rellenar los hoyos.

	tierra (l)	biocarbón (l)	abono (l)	concentración BC seco (kg m ⁻³)	concentración abono (kg m ⁻³)	concentración N _{abono} (g kg ⁻¹)
grupo 0 (control)	270	0	90	0,00	104,86	1,64
grupo 1	225	45 (1/8)	90	25,82	104,86	1,68
grupo 2	180	90 (1/4)	90	51,65	104,86	1,74

Los 30 hoyos de plantación fueron divididos equitativamente en los 3 grupos de las composiciones indicadas en la Tabla 1. Se escogió para las 10 réplicas de cada grupo una distribución homogénea que se puede observar en la Figura 1:.

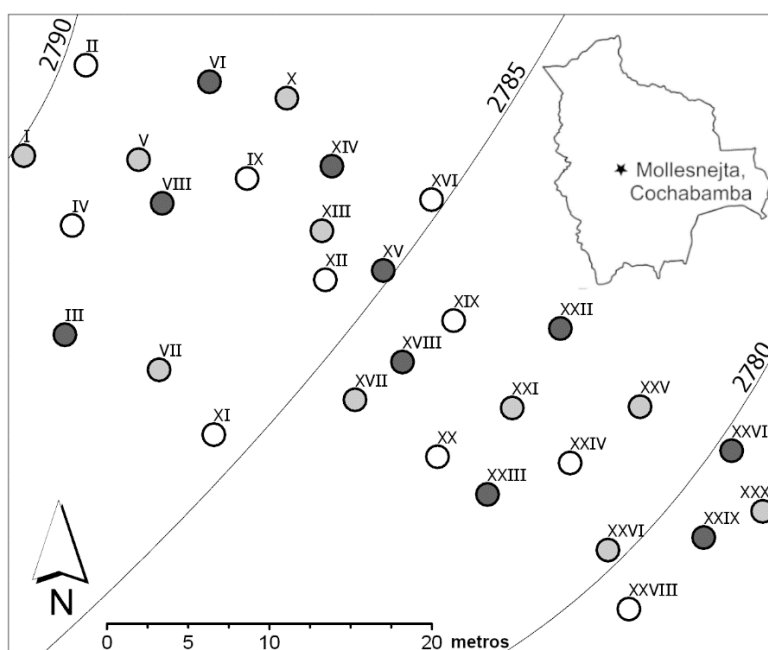


Figura 1: Mapa de la parcela experimental. Los treinta círculos representan los hoyos de los tres grupos siendo colorados en este orden: blanco=grupo 0; gris claro= grupo 1; gris oscuro= grupo 2.

2.2 Parámetros básicos y contenido del nitrógeno total

101 días después de rellenar los hoyos se sacaron muestras de los suelos de una profundidad de 10 cm. Para cada grupo se sacaron varias muestras que se homogenizaron entre sí. Luego se secaron y cernieron (diámetro máximo: 2 mm) las tres muestras que representaron entonces los tres grupos. En el laboratorio de suelos y aguas de la *Universidad de San Simón*, Cochabamba, se midieron el pH (0,01 M CaCl₂) y la capacidad potencial de intercambio catiónico (método: acetato de amonio; ISRIC 2002). En el caso del nitrógeno total, siendo un campo de interés con resultados contradictorios en otros estudios, se secaron y cernieron muestras de todos los 30 hoyos separadamente para poder evaluar también la variación de los datos (método: Kjeldahl).

2.3 Humedad del suelo

Entre el 15 de marzo y el 31 de julio se medía regularmente la humedad del suelo en los 30 hoyos para contextualizar estos datos con las precipitaciones que se documentaban en una distancia de 150 m de la parcela experimental. Las muestras de los suelos también se excavaban con una profundidad de 10 cm y se documentaba su peso antes y directamente después de la desecación por 12 horas a la temperatura estable de 105 °C. Resulta el exacto contenido del agua sustrayendo el peso seco del

peso húmedo. Para poder comparar los resultados de cada día de medición se calcularon los efectos que tenían los tratamientos sobre el contenido de agua. Para esto se dividió la humedad de cada medición individual por el contenido promedio del grupo control del mismo día como referencia de un suelo sin aplicación de biocarbón.

2.4 Análisis de los datos

Basándose en los resultados de los contenidos de nitrógeno total y agua, se efectuaron varias *pruebas t* para dos muestras independientes con varianzas diferentes para analizar la semejanza de los datos. La hipótesis nula fue en cada caso la igualdad de dos grupos experimentales (G0-G1, G0-G2 y G1-G2) y se calculó su reprobación con valores de significancia debajo de 0,05 hasta 0,001.

3 Resultados

3.1 Parámetros básicos

La medición del pH indica una reducción de la concentración de H_3O^+ en los suelos con la creciente dosis de biocarbón. En el caso del pH del grupo control y del grupo 2 se observa que los suelos con el doble contenido de biocarbón tuvieron solamente un décimo de la concentración de H_3O^+ en los sustratos testigos. Del mismo modo subió la capacidad potencial de intercambio catiónico donde igual se manifestó una tendencia: con la creciente dosis de BC sube también la capacidad del suelo de adsorber cationes reversiblemente.

Tabla 2. Parámetros básicos de los sustratos experimentales (n=1). Los valores se refieren al día 101 después del inicio del experimento. Dosis: grupo 0: control sin BC; grupo 1: 25,8 kg BC m⁻³; grupo 2: 51,6 kg BC m⁻³.

	pH (CaCl ₂)	CIC pot. [cmol _c kg ⁻¹]
grupo 0	5,0	13,5
grupo 1	5,6	15,2
grupo 2	6,0	16,1

3.2 Contenido del nitrógeno total

En la Figura 2: se observan los resultados del análisis Kjeldahl midiendo el contenido de todas las formas de nitrógeno tres meses después de la mezcla de los sustratos. Es sobresaliente el hecho de que la concentración del nitrógeno en los tres sustratos experimentales también responda positivamente al creciente contenido de biocarbón. En promedio los 10 sustratos del grupo 2 (2,76 g kg⁻¹) contuvieron una y

media veces más nitrógeno que los sustratos testigos del grupo 0 ($1,84 \text{ g kg}^{-1}$). La diferencia entre estos dos grupos experimentales es estadísticamente significativa ($p < 0,05$), a medida que los valores del grupo 1 no contrastan claramente con los otros grupos ubicándose más cerca del promedio del grupo 2 ($2,51 \text{ g kg}^{-1}$). Es posible relacionar estos valores con los contenidos del nitrógeno que se calcularon en cuanto a la fertilización al principio del experimento (Tabla 1). Así se puede decir que los sustratos del grupo 0 tenían al principio un mínimo de $1,64 \text{ g}$ de nitrógeno por kg suelo. A esta cifra se sumaría no solo el nitrógeno en la tierra de origen sino también lo poco que contenía el biocarbón. Por no disponer de estos datos, solamente se puede suponer el nitrógeno derivado del abono como contenido mínimo del nitrógeno total. Incluso en este caso se observa que 3 de los 10 valores del grupo 0 quedaron muy por debajo del contenido mínimo inicial ($0,98$; $0,70$ y $0,53 \text{ g kg}^{-1}$). En el caso del grupo 1 todas las mediciones sobrepasaron el valor calculado del contenido mínimo inicial. Para completar, dos mediciones ($1,65$ y $1,68 \text{ g kg}^{-1}$) quedaron un poco por debajo del contenido mínimo inicial del nitrógeno total del grupo 2 ($1,74 \text{ g kg}^{-1}$).

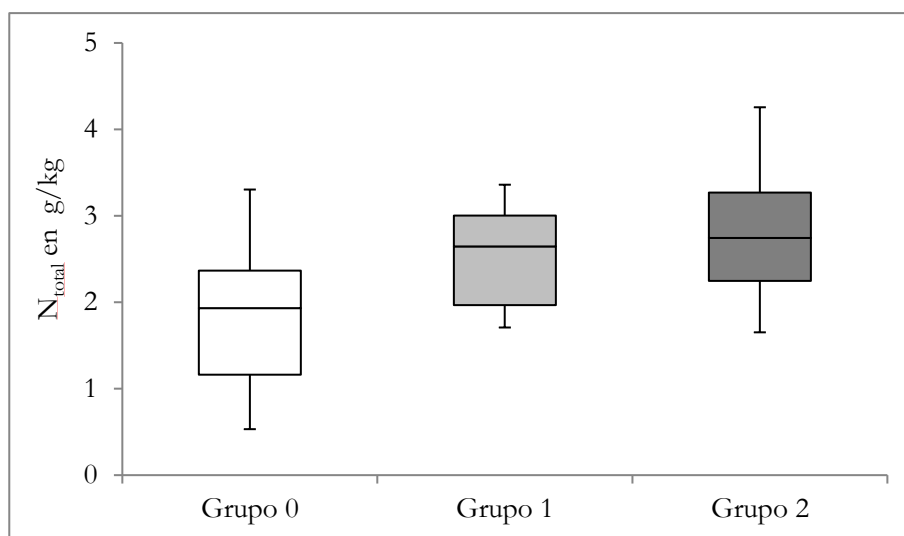


Figura 2: Contenido del nitrógeno total de los sustratos experimentales ($n=10$). Los valores se refieren al día 101 después del inicio del experimento. Dosis: grupo 0: control sin BC; grupo 1: $25,8 \text{ kg BC m}^{-3}$; grupo 2: $51,6 \text{ kg BC m}^{-3}$. Los valores incluyen tanto el nitrógeno orgánico como mineral en las muestras. Las líneas representan los siguientes valores de cada grupo (comenzando desde abajo): antena=valor mínimo; rectángulo= 25% cuantil; línea en el centro= mediana; rectángulo= 75% cuantil; antena= valor máximo.

3.3 Humedad del suelo

Las mediciones de la humedad en los suelos experimentales transmitieron al final durante todo el transcurso experimental (desde marzo hasta julio) 300 resultados describiendo el contenido de agua momentáneo en uno de los sustratos. Los valores se agruparon por días (10) y grupos (3) culminando en la Figura 3:. En esta también se observan las precipitaciones diarias que había durante la investigación. En primer lugar, se observa una distribución desequilibrada de las lluvias, que se concentraban sobre todo en las primeras seis y medias semanas (1 de marzo hasta 15 de abril). En este periodo se midió el 86,7 por ciento de las precipitaciones totales de los cinco meses de la investigación. En los meses siguientes solamente había cortas lluvias con poca precipitación y también periodos largos sin eventos de lluvia (como máximo 92 días).

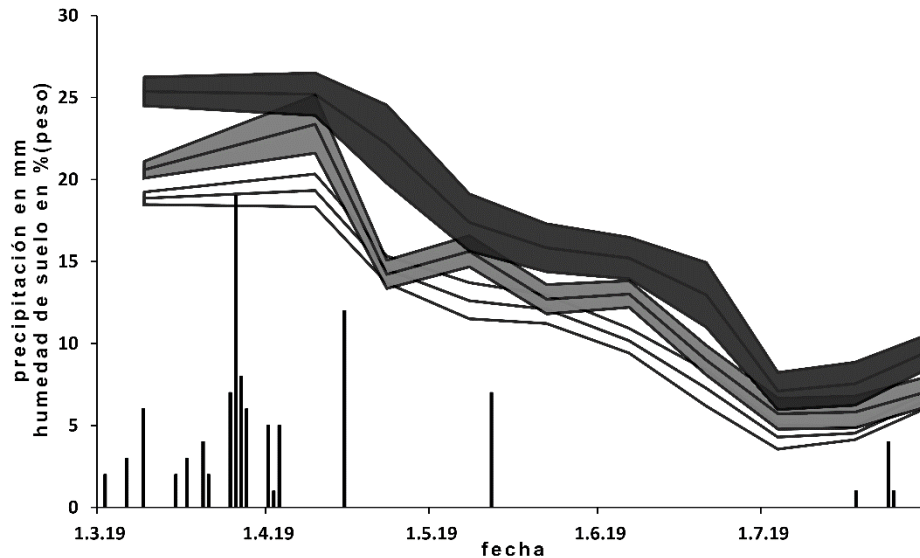


Figura 3: Evolución del clima (barras=lluvias) y del contenido del agua en los suelos experimentales por los 5 meses del experimento (1 de marzo hasta 31 de julio). Están indicadas siempre la línea central que corresponde al promedio de la humedad ($n=10$) y las laterales mostrando como divergencia el error estándar. Si no se cruzan estas curvas es muy probable que se trate de una diferencia estadísticamente significativa. Colores: blanco (grupo 0): control sin BC; gris claro (grupo 1): 25,8 kg BC m^{-3} ; gris oscuro (grupo 2): 51,6 kg BC m^{-3} .

Todos los suelos experimentales, contengan biocarbón o no, muestran una correlación positiva con los eventos de lluvia. Y en la otra dirección, los suelos se

están secando al terminarse la temporada de lluvias. El incremento de las humedades medidas al final de julio refleja las últimas precipitaciones del transcurso experimental. Pero contrastan siempre los resultados de los tres grupos, sobre todo la diferencia entre los grupos 0 y 2, que era siempre significativa. El orden de los promedios de los tres grupos es estable en 9 de 10 días de medición, indicando que hay una correlación positiva entre la dosis del BC y el contenido del agua en los suelos experimentales. Para concluir los resultados y extraer los efectos que tienen los tratamientos sobre la humedad del suelo, se calculó la razón individual de cada medición con el promedio del grupo control del mismo día (capítulo 2.3.). Los resultados son altamente significativos entre todos los grupos ($p < 0,001$). Mientras que el promedio del tratamiento sin biocarbón es 1,00 el efecto promedio del grupo 2 es 1,50 (véase Figura 4:). En este caso significa que los sustratos del grupo 2 contenían 1,5-veces más agua que los del grupo control. El grupo 1 es otra vez intermediario con un efecto promedio de 1,18.

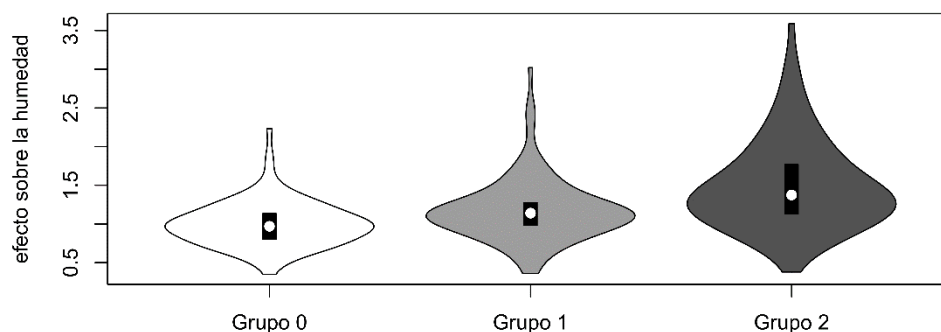


Figura 4: Efecto del biocarbón sobre la humedad del suelo. Los datos de la Figura 3: están resumidos aquí indicando el efecto que tenían los diferentes sustratos sobre la humedad. La representación de cada grupo ($n=100$) visualiza en su ancho la frecuencia relativa de mediciones con un efecto parecido y en su alto el espectro absoluto de los efectos calculados. Los promedios (círculo blanco) de los tres tratamientos son los siguientes: 1,00; 1,18 y 1,50. Estos resultados son altamente significativos ($p < 0,001$). La barra negra representa el rango intercuartílico. Dosis: grupo 0: control sin BC; grupo 1: 25,8 kg BC m^{-3} ; grupo 2: 51,6 kg BC m^{-3} .

4 Discusión

4.1 Parámetros básicos

Desde la perspectiva agrícola la elevación de los dos parámetros básicos significa un mejoramiento de la calidad de los suelos. Por la aplicación del BC se acercó el pH hacia el óptimo de la accesibilidad de nutrientes como el fosfato (Pratiwi et al. 2016).

También se supone un aumento significativo de la biomasa microbiana como consecuencia de la anti acidez del biocarbón (Ding et al. 2016). La razón más importante para explicar la elevación del pH es la alta cantidad de minerales en las superficies del BC (Weber, Quicker 2018). La ceniza incluida en las estructuras orgánicas tiene un efecto muy básico sobre los suelos en particular por disolverse el óxido de calcio. Hay que añadir que el pH no solamente se eleva sino también se establece contra futuras influencias amortiguándose por el alto contenido de materia orgánica y grupos funcionales (Shaaban et al. 2018).

La aplicación de biocarbón también elevó la capacidad de intercambio catiónico (CIC) que es un indicador valioso para la economía de nutrientes en el suelo. Por la metodología usada se trata de valores medidos en soluciones neutralizadas (Sumner, Miller 1996). Es decir que los resultados corresponden a la capacidad de intercambio catiónico que tendrían los suelos a $\text{pH} = 7$. Los valores reales se corregirían y bajarían considerando el pH verdadero de los suelos, lo que resultaría en diferencias aún más claras entre los tres grupos experimentales por tener el grupo 0 el pH más bajo. El alto contenido de grupos funcionales en el biocarbón (Xiao et al. 2018) también explica la elevada CIC en los suelos experimentales: por la densidad de electrones en los grupos funcionales las superficies del BC se caracterizan mayormente por cargas negativas. Estas provocan la adsorción reversible de cationes como calcio (Ca^{2+}), potasio (K^+) o amonio (NH_4^+). Es posible para las plantas acceder a estos nutrientes que son retenidos contra el deslave (Shaaban et al. 2018).

4.2 Contenido del nitrógeno total

Los resultados del capítulo 3.2. muestran que el BC puede tener un efecto positivo en el contenido del nitrógeno total de los suelos. No obstante, los datos no posibilitan el entendimiento de los procesos interiores de la circulación del nitrógeno. Basándose en la literatura, se pueden nombrar los mecanismos más eficaces que provocan el crecimiento de la suma absoluta de las diferentes formas del nitrógeno (tanto orgánicas como mineralizadas).

En primer lugar, es necesario aclarar que el BC en sí mismo contiene muy poco nitrógeno (Schmidt et al. 2018) y no es probable que la baja dosis de orina que se agregó al terminar la pirólisis haya subido su contenido a un nivel más alto de lo que tenía la tierra de origen que se substituyó parcialmente por el biocarbón. Teniendo en cuenta también otras investigaciones se supone que son más bien las interacciones entre el BC y el nitrógeno iónico, los microorganismos y las condiciones físicas de los suelos que influyen permanentemente las modificaciones del nitrógeno (Liu et al. 2018). Tampoco es probable que los plantones hayan influido en las mediciones del nitrógeno ya que éstas se tomaron a una distancia de 40 cm de las plantas.

Dichos resultados indican que en este contexto los procesos de mayor importancia no son afluencias de nitrógeno sino las pérdidas (o sus reducciones) de

este nutriente altamente limitante. Por observar contenidos reducidos del nitrógeno, se supone que predominen en este caso los mecanismos que contribuyen a la retención del nitrógeno. Para describir estos con exactitud es útil una tripartición que se concentre en las formas más importantes del nitrógeno en el suelo: nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y orgánico (incluyendo diversas estructuras tanto vivas como muertas). En general, se puede constatar que la aplicación del BC provoca una redistribución cuantitativa del nitrógeno favoreciendo las formas orgánicas, lo que también se puede entender como una vitalización del suelo (Liu et al. 2018). Una gran parte del nitrógeno orgánico es sólido y concentrado en las superficies del biocarbón o partículas edáficas. Cuando se trata de pérdidas por el deslave, afectando mayormente a las estructuras disueltas, se comprobó su adsorción efectiva en las susodichas superficies (Ajayi, Horn 2017).

El deslave constituye una pérdida de alta relevancia de sistemas agrícolas al nivel global - Es de mayor importancia retener nutrientes en los suelos y no dejar que se escurran hacia abajo (Ding et al. 2017). Considerando las posibles pérdidas del amonio, ha sido comprobado que el biocarbón con su alta capacidad de intercambio catiónico impide el deslave (véase capítulo 4.1.). En el caso del nitrato se discuten diversos mecanismos ya que se trata de una molécula muy resistente a las fuerzas de sorción (Joseph et al. 2017). Sin embargo, se ha reportado varias veces una reducción significativa del deslave del nitrato en suelos secos después de la aplicación del BC (Borchard et al. 2019). Aunque existen muchas interdependencias, las dos razones principales que explican este fenómeno son las siguientes: primero, se pudo visualizar que los suelos con BC también contienen más agua (véase capítulo 3.3.), lo que significa que infiltra menos agua hacia abajo conservando así el nitrato disuelto en los poros del BC (véase capítulo 4.3.). En segundo lugar, se puede aducir que los aniones también se adsorben en superficies de carga negativa. Un mecanismo posible sería a través de puentes catiónicos, es decir que los cationes que se concentran en los grupos funcionales también pueden actuar como interconexiones creando una segunda capa eléctrica entre la superficie negativa del BC y los aniones adsorbidos (Sanford et al. 2019). Estos efectos representan para la agricultura en los valles templados de Cochabamba un gran potencial anti-deslave (contra la lixiviación) considerando la extrema porosidad del biocarbón.

Como último aspecto de este capítulo se puede cuestionar la accesibilidad del nitrógeno conservado por el biocarbón. Es sabido que la mayor parte de la asimilación por plantas se concentra en nitrato y amonio. Aunque bajo ciertas condiciones es también posible para las plantas asimilar estructuras orgánicas del nitrógeno, la concentración de las dos estructuras susodichas favorece la accesibilidad del nitrógeno (Nguyen et al. 2017). Se ha medido muchas veces un aumento de las formas orgánicas inmovilizando el nitrógeno mineralizado (Liu et al. 2018). Hay que notar que los estados del nitrógeno se rigen por transformaciones permanentes y que

no es suficiente observar solamente las concentraciones momentáneas de las formas mineralizadas. Por la amonificación se desprende el amonio continuamente de las estructuras orgánicas y se transforma también en nitrato, volviéndose accesible a las plantas (Ding et al. 2016). Considerando estas dinámicas se puede entender el BC como un fertilizante de efecto lento pero persistente (Xiao et al. 2016).

4.3 Humedad del suelo

Teniendo en cuenta las mediciones de precipitación se puede constatar que la temporada de lluvias en la zona de la investigación se extendió hasta mediados de abril. El hecho de que no se hayan incrementado los contenidos del agua en los suelos experimentales en esta época (mediciones: 10 de marzo y 10 de abril) indica que estos valores son los máximos a los cuales llega la humedad durante el transcurso del año. En contraste, se observa también un estancamiento de la humedad en todos los sustratos experimentales en la primera mitad de julio, aunque no se han medido precipitaciones en este tiempo. Resulta lógico que estos valores representen las cantidades mínimas que contienen los suelos durante el transcurso del año entrando en un equilibrio termodinámico con la atmósfera. ¿Cuáles factores provocan que los suelos con biocarbón contengan significativamente más agua no solo en las épocas más húmedas sino también en las más secas, en las fases de decrecimiento tanto como las fases de humedecimiento?

Primero hay que aclarar que se han minimizado dos efectos gracias al diseño experimental: Por la distancia de 40 cm entre las mediciones y los plantones, la transpiración vegetal es despreciable en este contexto. Asimismo, la capa gruesa de cobertura muerta pudo minimizar la influencia de la radiación que contribuye mucho a la evaporación (véase Figura 5).



Figura 5: Foto de un hoyo experimental después de la plantación. Es posible observar cuánta cobertura muerta se utilizó para proteger los suelos y las plantas que tenían todas un tamaño similar a la higuera en esta foto. Todos los hoyos tenían un diámetro de 1 m.

Considerando la circulación del agua es posible nombrar 3 efectos de mayor importancia. 1. Las precipitaciones en los valles de Cochabamba son infrecuentes pero fuertes. Las grandes cantidades de agua que caen en pocas horas tienden a no infiltrarse en los suelos provocando graves daños de erosión (Saavedra 2005). Como las estructuras del BC son muy estables tanto química- como físicamente (Burrel et al. 2016), se facilita la infiltración en sus poros distribuyendo el agua precipitada rápidamente en el sistema de poros (Shaaban et al. 2018). 2. Por su porosidad elevada se entiende el BC como una reserva hídrica más grande para el agua. Se pudo ver que en la temporada de lluvias los sustratos del grupo 1 y 2 contenían cantidades elevadas, lo que significa también recursos adicionales frente a la desecación en los meses siguientes. 3. Al final son las pérdidas permanentes que predominan las dinámicas hídricas cuando se trata de la transición de la temporada de lluvias a la temporada seca. Otros autores han documentado una retención hídrica muy elevada por el BC (Xiao et al. 2018). Los factores de la retención por su parte se pueden dividir en dos fuerzas combinadas: Las fuerzas adhesivas y las fuerzas adsorbentes. Las fuerzas adhesivas resultan del efecto capilar. Este es mucho más fuerte con la disminución del diámetro de los poros. Como la mayoría de los poros del BC tiene un diámetro

medio (0,2-10,0 μm), se retiene mucha agua contra la gravedad (presiones de 0,3-20 bar) (Hardie et al. 2014). Hay que añadir que los poros del BC son muy largos: Por tener una proporción entre largo y ancho de 4,2-8,0 la forma de los poros reduce la superficie de contacto entre el agua y la atmósfera (Hardie et al. 2014). Esto es muy importante considerando la aeración del suelo en la temporada seca. El agua retenida por fuerzas adhesivas es muy probablemente accesible a las plantas ya que el BC contiene pocos poros de grosor fino ($<0,2 \mu\text{m}$) (Hardie et al. 2014). En contraste se sabe muy poco sobre el agua que se adsorbe en las superficies del BC por cargas eléctricas. Por la elevada porosidad se supone que el efecto de la adsorción hídrica también sea muy importante en suelos que contienen BC (Xiao et al. 2018). Es discutido que la cantidad del agua adicional que se conserva en estos poros sea accesible a la vegetación también (Ajayi, Horn 2017). Además, es difícil averiguar qué porcentaje del agua, acumulada en películas muy finas sobre las superficies orgánicas del BC, es accesible a las plantas. En primer lugar, se puede decir que la humedad crea condiciones muy positivas para el crecimiento de la biomasa microbiana (Gul et al. 2015). En un meta-análisis se llegó a la conclusión de que el agua accesible a las plantas se aumenta también, por término medio por un 24,3 por ciento (equivalente al efecto 1,24) en suelos de grano grueso (como en la investigación presente) a causa del BC aplicado (Omondi et al. 2016). Se observa que el efecto de la retención es de mayor importancia considerando los efectos calculados que tiene el BC sobre la humedad de los suelos. En el caso del grupo 2 el efecto promedio llega en la temporada seca hasta 1,80. Es decir que en los periodos más secos destacan contenidos hídricos muy elevados por la aplicación del biocarbón.

5 Conclusiones

En la introducción se aclaró que la accesibilidad al agua tanto como a los nutrientes limita la prosperidad de la agricultura en los valles templados de Cochabamba. En este contexto se pudo evidenciar que el biocarbón puede contribuir a una agricultura adaptada a los desafíos no solo edáficos sino también climáticos. Los incrementos medidos en los suelos que se enriquecieron con biocarbón (en cuanto al pH, a la capacidad de intercambio catiónico, al contenido del nitrógeno tanto como agua) contribuyeron todos a la verificación de la hipótesis inicial: el biocarbón es un medio que puede servir a la agricultura regional para mejorar los suelos en cuanto a sus recursos hídricos y nutritivos.

Muchos de los efectos medidos en el estudio presente superan los promedios globales de estos parámetros. Esto se explica por el hecho de que se miden siempre efectos más expresivos del biocarbón con el creciente nivel de degradación en su ambiente edáfico (Burrell et al. 2016). Se recomienda el uso del biocarbón sobre todo en zonas secas con escasez de nutrientes como los valles interandinos del departamento de Cochabamba. Es muy importante tener en cuenta la accesibilidad

de los recursos retenidos en las estructuras orgánicas. Se han discutido varios argumentos que sugieren que los parámetros medidos se traducen también en beneficios para el crecimiento vegetal y finalmente favorecen las cosechas elevadas. Este aspecto se averiguará después de todo en su implementación en escala más amplia por la práctica campesina. Considerando la necesidad de la perspectiva campesina es esencial animar el diálogo recíproco sobre medidas que mejoran los suelos. La parcela experimental que se implementó para este estudio en *Mollesneja* puede ser un punto de partida y se entiende principalmente como una propuesta para futuras investigaciones y puestas en práctica agrícola.

Como último aspecto es importante observar los costos ambientales y económicos de la medida presentada. La materia prima del biocarbón es biomasa seca. Como se recomienda sobre todo el uso de madera hay que observar críticamente la demanda de leña para el proceso de la pirólisis. Tasas de producción muy elevadas pueden exceder los recursos de los mismos sistemas de producción resultando en extracciones de biomasa de los sistemas naturales. Esto implicaría en el contexto regional una presión adicional sobre los bosques andinos y agravaría la problemática de deforestación. En la Tabla 3 están indicadas las cantidades del biocarbón y material básico que requiere la plantación de un árbol siguiendo las medidas presentadas.

Tabla 3. ¿Cuánto biocarbón y madera demanda un hoyo para plantar? Los valores indican la biomasa seca requerida para rellenar un hoyo (diámetro: 1 m; profundidad: 0,45 m). Se calcula que se gana 1 kg de biocarbón pirolizando 3,33 kg de leña (Weber, Quicker 2018).

	demanda de biocarbón (l)	demanda de biocarbón (kg)	demanda de madera (kg)
grupo 0	0	0,00	0,0
grupo 1	45	9,45	31,5
grupo 2	90	18,90	63,0

Hay que considerar que la introducción de biomasa alóctona en un sistema productivo siempre implica pérdidas y degradación en otros lugares. Por esto una solución sostenible sería unir los ciclos de nutrientes produciendo la materia prima para la pirólisis donde también se aplicará el biocarbón. Un modelo de producción que sea por un lado adecuado para facilitar tanta biomasa y por otro lado también practicado en la región sería la agroforestería. Un reciente estudio en los valles de Cochabamba mostró que los sistemas agroforestales pueden acumular en los primeros 10 años después de su implementación aproximadamente 50 t biomasa epigea seca por hectárea (Herbas García et al. 2018). Considerando estos recursos y

las cantidades de madera obtenida por la poda regular, se entiende la agroforestería como un sistema de uso deseable para la aplicación del biocarbón. Los dos tratamientos con biocarbón (grupo 1 y 2) han mostrado efectos muy positivos sobre la calidad de los suelos experimentales. La dosis recomendada para la práctica campesina al final se elabora analizando no solo los potenciales regenerativos de cada parcela sino también los recursos sociales y económicos de los agricultores implicados. En cuanto al aspecto económico de la producción del biocarbón hay que añadir que la elaboración y proliferación de carboneras económicas, accesibles, eficientes y fáciles en el manejo (Hojah da Silva 2013) es de mayor importancia para garantizar el aprovechamiento de los beneficios generados por el biocarbón para muchos participantes (véase Figura 6). Este artículo termina con la referencia a la necesidad de elaborar sistemas sostenibles para divulgar el uso del biocarbón.



Figura 6: Fotos de posibles soluciones para realizar la pirólisis y producir biocarbón. A la izquierda se observa un hoyo cónico que es fácil de replicar y sirve para transformar biomasa ramificada fácilmente en biocarbón. La carbonera a la derecha es un modelo que también se podría copiar con barro o en más pequeño. Esta hace posible la pirólisis mientras que se usa también el calor para cocinar o como calefacción de la casa. Los dos modelos se pueden visitar en Mollesnejta, Centro de Agroforestería Andina, en Combujo, Cochabamba.

6 Agradecimientos

El autor da énfasis en sus agradecimientos al equipo de Mollesnejta, Centro de Agroforestería Andina, en especial a la Dra. Noemi Stadler-Kaulich por el apoyo.

Referencias Bibliográficas

- [1] Ajayi AE, Horn R (2017): Biochar-Induced Changes in Soil Resilience: Effects of Soil Texture and Biochar Dosage. En: *Pedosphere*. 27(2): 236–247.
- [2] Andrade MF (2014): La economía del cambio climático en Bolivia: Validación de Modelos Climáticos. Washington D.C.
- [3] Aceituno P (1996): Elementos del Clima en el Altiplano Sudamericano. En: *Revista Geofísica*. 44: 37-55.
- [4] Herbas García CS, De la Barra Ricaldes N, Azero Alcocer M (2018): Fijación de carbono en 10 sistemas agroforestales dinámicos (SAFD) de la zona seca de Cochabamba. En: Azero Alcocer M (Hrsg.) (2018): Evaluación de sistemas agroforestales dinámicos en el semiárido de Cochabamba. Cochabamba. Capítulo: 2.
- [5] Borchard N, Schirmann M, Cayuela ML, Kammann C, Wrage-Mönnig N, Estavilo JM, Fuertes-Medizábal T, Sigua G, Spokas K, Ippolito JA, Novak J (2019): Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. En: *Science of the Total Environment*. 651: 2354–2364.
- [6] Burrell LD, Zehetner F, Rampazzo N, Wimmer B, Soja G (2016): Long-term effects of biochar on soil physical properties. En: *Geoderma*. 282: 96–102.
- [7] Cornelissen G, Pandit NR, Taylor P, Pandit BH, Sparrevik M, Schmidt HP (2016): Emissions and Char Quality of Flame-Curtain "Kon Tiki" Kilns for Farmer-Scale Charcoal/ Biochar Production. En: *PLoS ONE*. 11(5): 1-16.
- [8] Czimczik CI, Masiello CA (2007): Controls on black carbon storage in soils. En: *Global Biogeochemical Cycles*. 21: 1-8.
- [9] Ding Y, Liu Y, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B (2016): Biochar to improve soil fertility. A review. En: *Agronomy for Sustainable Development*. 36 (2): 1-18.
- [10] Ding Y, Liu Y, Liu S, Huang X, Li Z, Tan X, Zeng G, Zhou L (2017): Potential Benefits of Biochar in Agricultural Soils: A Review. En: *Pedosphere*. 27(4): 645–661.
- [11] Escalante Rebolledo A, Pérez López G, Hidalgo Moreno C, López Collado J, Campo Alves J, Valtierra Pacheco E, Etchevers Barra JD (2016): Biocarbón

- (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. En: Terra Latinoamericana. 34: 367-382.
- [12] Fischer D, Glaser B (2012): Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. En: Kumar S, Bharti A (Hrsg.) (2012): Management of Organic Waste. Rijeka. S. 167-198.
- [13] Gul S, Whalen JK, Thomas BW, Sachdeva V, Deng H (2015): Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. En: Agriculture, Ecosystems and Environment. 206: 46–59.
- [14] Hardie M, Clothier B, Bound S, Oliver G, Close D (2014): Does biochar influence soil physical properties and soil water availability?. En: Plant Soil. 376: 347–361.
- [15] Hojahn da Silva J (2013): Impacto del uso de biocarbón sobre la calidad de suelos y producción de cacao (*Theobroma cacao* L.) en sistemas agroforestales, Reserva Indígena Bribri, Talamanca, Costa Rica. Turrialba.
- [16] ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) (2002): Procedures for Soil Analysis. Den Haag. Capítulos: 6, 9.
- [17] Joseph S, Kammann CI, Shepherd JG, Conte P, Schmidt H-P, Hagemann N, Rich AM, Marjo CE, Allan J, Munroe P, Mitchell DRG, Donne S, Spokas K, Graber ER (2017): Microstructural and associated chemical changes during the composting of a high temperature biochar: Mechanisms for nitrate, phosphate and other nutrient retention and release. En: Science of the Total Environment. 618: 1210-1223.
- [18] Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D (2011): Biochar effects on soil biota - A review. En: Soil Biology & Biochemistry. 43: 1812-1836.
- [19] Liu Q, Zhang Y, Liu B, Amonette JE, Lin Z, Liu G, Ambus P, Xie Z (2018): How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. En: Plant Soil. 426: 211–225.
- [20] Moreno-Caselles J, Moral R, Perez-Murcia M, Perez-Espinosa A, Rufete B (2002): Nutrient value of animal manures in front of environmental hazards. En: Communications in Soil Science and Plant Analysis. 33: 3023-3032.
- [21] Motavalli PP, Aguilera J, Blanco-Canqui, Valdivia C, Seth A, García M (2013): Los suelos y el cambio climático: consecuencias y potencial de adaptación en el Altiplano andino. En: Zamora EJ (Hrsg.) (2013): Cambio climático y adaptación en el Altiplano boliviano. La Paz. Capítulo: 6.

- [22] Nguyen TTN, Xu C, Tahmasbian I, Che R, Xu Z, Zhou X, Wallace HM, Bai SH (2017): Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. *Geoderma*. 288: 79–96.
- [23] Omondi MO, Xia X, Nahayo A, Liu X, Korai PK, Pan G (2016): Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. En: *Geoderma*. 274: 28–34.
- [24] Pratiwi EPA, Hillary AK, Fukuda T, Shinogi Y (2016): The effects of rice husk char on ammonium, nitrate and phosphate retention and leaching in loamy soil. En: *Geoderma*. 277: 61–68.
- [25] Saavedra C (2005): Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo-information techniques. Enschede.
- [26] Sanford JR, Larson RA, Runge T (2019): Nitrate sorption to biochar following chemical oxidation. En: *Science of the Total Environment*. 669: 938–947.
- [27] Schmidt H-P, Anca-Couce A, Hagemann N, Werner C, Gerten D, Lucht W, Kammann C (2018): Pyrogenic carbon capture and storage. En: *Global Change Biology Bioenergy*. 00: 1–19.
- [28] Shaaban M, Van Zwieten L, Bashir S, Younas A, Núñez-Delgado A, Chhajro MA, Kubar KA, Ali U, Rana MS, Mehmood MA, Hu R (2018): A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. En: *Journal of Environmental Management*. 228: 429–440.
- [29] Stadler-Kaulich N, Francois J, Barreiro D (2014): Sistemas Agroforestales en áreas secas del Departamento de Cochabamba: caracterización y descripción. Cochabamba: Capítulos: 3, 4.
- [30] Stadler-Kaulich N (2019): Entrevista con la directora del centro de investigación *Mollesneja*. Julio de 2019 en Combuvo, Bolivia.
- [31] Sumner ME, Miller WP (1996): Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficients. En: *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy (1996): Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Madison. Capítulo: 40.
- [32] Wall PC (1999): Experiences with crop residue cover and direct seeding in the bolivian highlands. En: *Mountain Research and Development*. 19(4): 313-317.
- [33] Weber K, Quicker P. (2018): Properties of Biochar. En: *Fuel*. 217: 240-261.

-
- [34] Werner C, Schmidt H-P, Gerten D, Lucht W, Kammann C (2018): Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5 °C. En: *Environmental Research Letters*. 13: 1-14.
- [35] Xiao X, Chen B, Chen Z, Zhu L, Schnoor JL (2018): Insight into Multiple and Multilevel Structures of Biochars and Their Potential Environmental Applications: A Critical Review. En: *Environmental Science & Technology*. 52: 5027-5047.
- [36] Xu X, Huang H, Zhang Y, Xu Z, Cao X (2018): Biochar as both electron donor and electron shuttle for the reduction transformation of Cr(VI) during its sorption. En: *Environmental Pollution*. 244: 423-430.