

**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN TURBERAS DE PÁRAMOS Y
ECOSISTEMAS ALPINOS, UNA REVISIÓN MUNDIAL PARA LA APLICACIÓN
DE ENFOQUES Y TÉCNICAS EN COLOMBIA**



Biólogo
IRWIN RODOLFO DUARTE SÁNCHEZ

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
BOGOTÁ D.C.
2017**

**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN TURBERAS DE PÁRAMOS Y
ECOSISTEMAS ALPINOS, UNA REVISIÓN MUNDIAL PARA LA APLICACIÓN
DE ENFOQUES Y TÉCNICAS EN COLOMBIA**

IRWIN RODOLFO DUARTE SÁNCHEZ
Proyecto de grado para optar por el título de
Magíster en Conservación y Uso de Biodiversidad

JUAN CARLOS BENAVIDES DUQUE, Ph.D.
Pontificia Universidad Javeriana
Director del proyecto de grado

LILIA LISSETH ROA FUENTES, Ph.D.
Pontificia Universidad Javeriana
Evaluadora del proyecto

JORGE HERNÁN JÁCOME REYES, Ph.D.
Pontificia Universidad Javeriana
Evaluador del proyecto

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
BOGOTÁ D.C.
2017**

Tabla de Contenido

CAPÍTULO I.....	5
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	5
2. OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo general.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
CAPITULO II	18
Manuscrito para someter en la Revista “ <i>Mires and Peat</i> ” (V 1.0).....	18
ECOLOGICAL RESTORATION IN ALPINE PEATLANDS, A GLOBAL REVIEW FOR APPLICATION OF APPROACHES AND TECHNIQUES IN COLOMBIA	18
SUMMARY.....	19
INTRODUCCIÓN.....	19
MÉTODOS	24
Búsqueda de literatura	24
Análisis de la información.....	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
Enfoques y técnicas de restauración ecológica en turberas alpinas y su efectividad	26
Aplicación de técnicas de restauración ecológica en turberas de páramos de Colombia	35
AGRADECIMIENTOS.....	40
CAPÍTULO III.....	41
3. CONCLUSIONES GENERALES.....	41
4. LITERATURA CITADA	43
5. ANEXOS	54
5.1 Apéndice 1. Matriz con tipos de enfoques de restauración, técnicas aplicadas, y su efectividad	54
5.3 Apéndice 3. Dimensiones obtenidas de análisis de correspondencia múltiple	69

Tabla de Figuras

Figura 1. Proporciones de áreas cubiertas por turberas y su localización a nivel global (tomado de Joosten, 2009).	6
Figura 2. Estructura general del acrotelmo y catotelmo en una turbera (tomado de Iturraspe 2010).	7
Figura 3. Mapa de distribución de los ecosistemas alpinos en el mundo (en color oscuro) (Körner 2003)...	12
Figura 4. Técnicas de restauración ecológica utilizadas en turberas alpinas y la frecuencia de aplicación. ..	29
Figura 5. Presa de pilote plástico ubicada en un drenaje de turbera alpina (íizquierda). Presa de pilote plástico con vegetación productora de turba, desarrollándose en el drenaje (derecha). Tomado de Evans et al. (2005).....	30
Figura 6. Indicadores utilizados para medir la efectividad de las técnicas de restauración ecológica en turberas alpinas y la frecuencia con que se utilizan.	32
Figura 7. Frecuencia de disturbios registrados en las 88 localidades evaluadas, inclusive las turberas alpinas de Colombia.	35
Figura 8. Agrupamiento de las turberas del mundo donde se han aplicado técnicas de restauración ecológica con las turberas colombianas sin restaurar.....	36

CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los humedales de montaña en los países de la región Andina son fundamentales en la regulación del agua que alimenta gran parte de la población y tienen las mayores reservas de carbono de las zonas de páramo (Buytaert *et al.* 2006a, Hribljan *et al.* 2017). Algunos de estos humedales se caracterizan por que en su interior la producción primaria neta superficial y subterránea supera la descomposición de la materia orgánica, lo que conlleva a la acumulación sustancial de un depósito enriquecido llamado turba (Wieder *et al.* 2006). Estos humedales se conocen como turberas, pantanos de turba o bofedales (Vitt 2006, Squeo *et al.* 2006) y se distribuyen desde las tierras bajas hasta la alta montaña, desde los trópicos hasta las regiones circumpolares (Joosten & Clarke 2002).

Las turberas exhiben un desproporcionado efecto en la regulación hidrológica y permiten el desarrollo de las actividades humanas, además representan el sumidero de carbono orgánico más eficiente del planeta (Joosten & Clarke 2002, Holden 2005), constituyen entre el 50-70% de todos los humedales del mundo, cubren cerca de 3.816.663 km², ocupan un 3% de la superficie terrestre, están presentes en 90% de los países del mundo (Figura 1) y almacenan un tercio del carbono almacenado en el suelo del planeta y el 10% de los recursos mundiales de agua dulce (Joosten *et al.* 2016).

Se calcula que las turberas han fijado más de 600 billones de toneladas de carbono después del último máximo glacial y colectivamente han almacenado más carbono que el contenido en la biomasa de los bosques tropicales y de los bosques templados del mundo (Yu *et al.* 2010, Pan *et al.* 2011). Si se liberara el contenido de carbono de las turberas como CO₂ se duplicaría la concentración de carbono en la atmósfera.

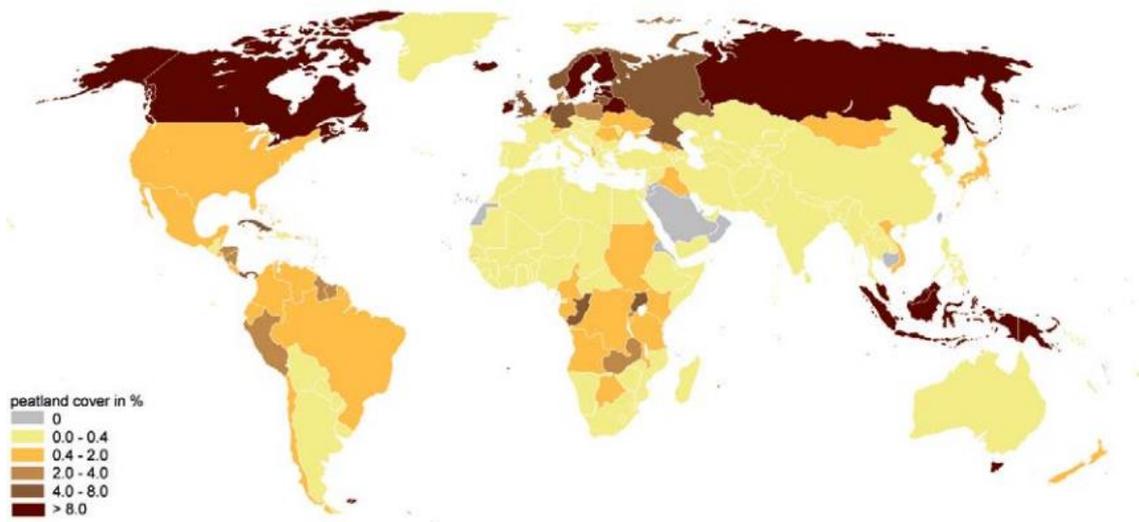


Figura 1. Proporciones de áreas cubiertas por turberas y su localización a nivel global (tomado de Joosten, 2009).

Las turberas pueden ser humedales del tipo ombrógeno o geógeno. Las turberas ombrógenas dependen directamente de la precipitación y la nieve para poder mantener la columna de agua, las turberas geógenas, dependen tanto de la precipitación como de cuencas tributarias superficiales y/o subterráneas para mantener un nivel del agua estable. Las turberas ombrógenas tienen bajas concentraciones de aniones y cationes disueltos, el pH es ácido (menor de 5,5) y son conocidos como “bogs”, mientras que las turberas geógenas son conocidas como “fens”, contienen mayores concentraciones de cationes y aniones y el pH puede variar desde ácido hasta alcalino, dependiendo de si son pobres o ricos en solutos y nutrientes (Vitt 2006, Schumman & Joosten 2008).

Cada turbera se estratifica de manera simple en una zona superficial aeróbica llamada acrotelmo y una zona anaeróbica más profunda llamada catotelmo. En el acrotelmo la tasa de decaimiento y la conductividad hidráulica normalmente son altas y allí se desarrolla la vegetación capaz de capturar el CO₂ del ambiente (Vitt 2006). En el catotelmo la conductividad hidráulica y la tasa de decaimiento son bajas y allí se acumula el C orgánico en forma de turba, que de otra manera estaría en la atmósfera aumentando el calentamiento global (Vitt 2006, Parish *et al.* 2008).

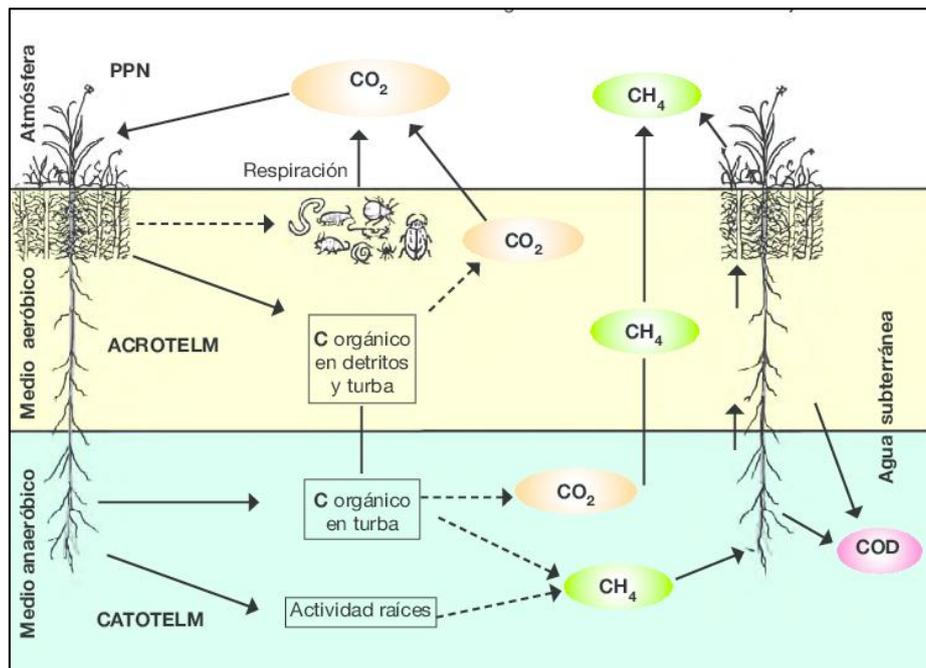


Figura 2. Estructura general del acrotelmo y catotelmo en una turbera (tomado de Iturraspe 2010).

La naturaleza de las turberas es controlada por procesos hidrológicos y sus características dependen del origen, volumen, calidad química y variabilidad del suministro de agua (Labadz *et al.* 2010). La hidrología es fundamental para su desarrollo, influye en las tasas de difusión de gases, la oxido-reducción, disponibilidad y ciclado de nutrientes y la composición y diversidad de especies; impulsa los procesos de fijación y liberación de carbono, y es importante para la gestión de los recursos hídricos, las inundaciones y la calidad de las corrientes de agua. Cambios menores en el clima o en el manejo de las turberas pueden dar como resultado cambios drásticos en la magnitud y frecuencia de las inundaciones y la calidad del agua (Holden 2005).

En las turberas la vegetación, la hidrología y la turba están estrechamente conectados y son mutuamente interdependientes. Las plantas determinan qué tipo de turba se forma y cuáles son sus propiedades hidráulicas, la hidrología determina qué plantas pueden crecer, si la turba será almacenada y cómo se descompondrá ésta, y la estructura de la turba y el relieve determinan cómo el agua fluye y fluctúa. Estas estrechas interrelaciones implican que cuando uno de estos componentes cambia, los otros también lo hacen (Holden 2005, Schumman & Joosten 2008).

La mayoría de los organismos que habitan las turberas son altamente especializados y no se encuentran en otros hábitats, por lo cual estos humedales exhiben una baja riqueza si se comparan con otros ecosistemas presentes en la misma región biogeográfica (Schumman & Joosten 2008). Las especies de las turberas deben soportar la escasez de oxígeno y la presencia de iones tóxicos, escasez de nutrientes como resultado de su fijación en la turba, precipitación química, escasez de iones en el agua que complica la osmorregulación en órganos sumergidos, acidez y alcalinidad causada por el intercambio de cationes, abundancia de ácidos orgánicos y la presencia de sustancias orgánicas tóxicas producidas durante la descomposición y humificación (Joosten & Clarke 2002).

En las regiones templadas, boreales y subárticas del hemisferio Norte, se encuentra la mayor superficie cubierta por turberas, con presencia de más del 60% del área que ocupan en el mundo (Joosten & Clarke 2002), allí las condiciones climáticas reducen la tasa de descomposición y la turba es formada a partir del material vegetal de especies de musgos y otros briófitos, juncias, juncos, hierbas, arbustos y eventualmente coníferas (Page & Baird 2016). En los trópicos húmedos, la mayoría de la turba se forma en los pantanos boscosos “swamp” de las tierras bajas y en menor proporción en los manglares costeros y en los ecosistemas de montaña (Page & Baird 2016).

Las turberas de tierras bajas se distribuyen principalmente en el Sureste asiático, Indonesia, Papua Nueva Guinea, las Islas del Pacífico y la cuenca del río Amazonas (Posa *et al.* 2011, Drape *et al.* 2014). En la región tropical, las turberas de tierras bajas son dominadas por vegetación boscosa adaptada a inundaciones permanentes, altos rangos de humedad, precipitación y temperatura. Geomorfológicamente las turberas se desarrollan en los valles de grandes ríos y en zonas costeras y subcosteras (estuarios). Las turberas de zonas bajas tropicales, contienen una mayor concentración de nutrientes y presentan alta diversidad de flora y fauna (Posa *et al.* 2011, Page & Baird 2016). No obstante, los pantanos tropicales de tierras bajas actualmente son amenazados por la extracción de turba, explotación de minerales, tala, fuego y el cambio del uso del suelo a agropecuario (Posa *et al.* 2011).

Las turberas de tierras bajas de las regiones subártica y boreal, al igual que las turberas de la alta montaña, experimentan condiciones climáticas con bajas temperaturas y su vegetación puede estar dominada por

briófitos, hierbas, arbustos y eventualmente coníferas (Page & Baird 2016). A diferencia de los pantanos boscosos tropicales, las turberas de las regiones subártica y boreal han sido degradadas en una menor escala (Wieder *et al.* 2006).

Las turberas de montaña se distribuyen en todos los continentes, pueden ser del tipo ombrotáfico o minerotáfico y su vegetación es dominada por *Sphagnum* y otros briófitos, plantas en cojines, cyperáceas, juncos, hierbas y arbustos ramificados o en rosetas (Chimner & Karberg 2008, Page & Baird 2016). En las montañas tropicales las turberas se caracterizan por que tienen un tamaño reducido si se compara con las turberas de las tierras bajas, pero exhiben una alta frecuencia de distribución, tanto así que pueden influenciar la hidrología regional (Chimner y Karberg 2008) y en algunos páramos de los Andes del Norte, a pesar de que ocupan menos del 2% del área del suelo, contienen aproximadamente el 23% del carbono almacenado en la alta montaña (Hribljan *et al.* 2017).

Las turberas de montaña, por su ubicación estratégica, representan la principal fuente de agua de importantes cuencas hidrográficas y funcionan como zonas de retención a través de las cuales la precipitación y/o el deshielo se almacenan y se liberan lentamente aguas abajo (Dangles *et al.* 2017). En la región Andina, las turberas de montaña son fundamentales en la regulación del agua que alimenta gran parte de la población (Buytaert *et al.* 2006a).

En los sistemas de montañas se encuentran “hotspots” de biodiversidad, y a pesar de las altas tasas de deforestación, algunos complejos montañosos como los Andes del Norte albergan una mayor riqueza de plantas vasculares y briofitos que la cuenca Amazónica (Henderson *et al.* 1991, Körner 2004). Los servicios ecosistémicos de regulación y aprovisionamiento hídrico que ofrecen los sistemas de montañas proveen de agua fresca para uso doméstico, riego, industria e hidropoder, a la mitad de la población mundial (Viviroli *et al.* 2009), incluyendo a los cerca de 386 millones de personas que habitan este tipo de ambientes (Körner *et al.* 2017).

Las montañas juegan un papel importante para las tierras bajas circundantes, pues debido a su levantamiento sobre las llanuras, atrapan una fracción desproporcionada de la precipitación terrestre, tanto así que en algunas

regiones el agua es casi exclusivamente interceptada por montañas (Messerli *et al.* 2004). Esto ocurre particularmente en las zonas semiáridas y áridas del mundo, donde las contribuciones de las montañas a la descarga total son del 50-90% (Messerli *et al.* 2004). En terrenos montañosos escarpados, más que en ningún otro lugar, la calidad de las cuencas hidrográficas está íntimamente relacionada con la integridad y funcionamiento de los ecosistemas, que a su vez dependen de una cobertura vegetal estructuralmente diversa para almacenar agua y aprovisionarla durante largos períodos de estiaje (Körner 2004).

Al interior de las montañas existe una zonificación biogeográfica, bioclimática y por las formas de crecimiento de las plantas que permite diferenciar cinturones estratificados con clima, flora, fauna y suelos característicos, los cuales inician en las partes más altas con una región con hielo y nieve permanente durante todo el año conocida como la zona nival, una zona inmediatamente inferior y una zona de transición donde no hay presencia de árboles y dominan los arbustos y pajonales, las cuales se conocen respectivamente como los páramos o ecosistemas alpinos y la línea alpina de los árboles, y una parte inferior dominada por elementos de hábitos arbóreos que se conoce como cinturón montano (Körner 2003, Körner 2012).

La línea alpina de los árboles se observa en gran parte de las montañas donde hay presencia de ecosistemas alpinos, y corresponde a la zona marginal donde los límites climáticos, la radiación solar, la interacción de las especies del bosque con las especies herbáceas, la dispersión, germinación y sobrevivencia de las semillas del bosque y los impactos humanos impiden el crecimiento de los árboles más allá de ciertas elevaciones y dan lugar a la vegetación alpina achaparrada (Körner 2012, Rehm 2015). En los Andes del Norte por ejemplo, las transiciones de vegetación en la alta montaña son el resultado de la interacción entre la historia geológica de los sitios, factores climáticos, la altitud, los regímenes de disturbios y la disponibilidad de sitios seguros para la colonización, sobrevivencia y crecimiento de las plantas en diferentes sustratos (Sklenár & Jørgensen 1999, Sklenár & Ramsay 2001).

Los suelos en los ecosistemas alpinos neotropicales han sido formados principalmente por la acumulación de carbono orgánico y la deposición de ceniza volcánica, la cual puede variar en profundidad como resultado de factores geomorfológicos regionales (Buytaert *et al.* 2006b). Los suelos son ácidos con un alto contenido de

materia orgánica, alta deficiencia de P y tóxicos para algunas plantas por la presencia de altas concentraciones de Al intercambiable (Buytaert *et al.* 2006b).

Los ecosistemas alpinos tropicales se caracterizan por la presencia de pajonales, arbustos leñosos de hojas pequeñas, arbustos en rosetas caulescentes y mosaicos de humedales, la mayoría en valles de origen glaciar y dominados por *Sphagnum* y plantas en cojines (Cleef 1981, Smith & Young 1994). Los ecosistemas alpinos tropicales sustentan una alta biodiversidad endémica en donde se alberga por sí solo el doble del número de Angiospermas que se espera por unidad de área (Körner *et al.* 2011), además de que se desarrollan procesos de almacenamiento de carbono y abastecimiento de agua para millones de personas (Hofstede *et al.* 2003, Buytaert *et al.* 2011). A través del análisis de la robustez del terreno y la estratificación bioclimática se ha logrado calcular por modelos de elevación digital la presencia en el mundo de aproximadamente 3,3 millones de km² que corresponden a la zona de vida alpina (Körner *et al.* 2017).

En la región tropical los ecosistemas alpinos son conocidos como páramos, los cuales presentan abundante precipitación anual y se ubican en el Norte de los Andes Suramericanos, punas las cuales son áreas más secas presentes desde el centro de Perú hasta el centro de Chile, jalcas las cuales son hábitat méxicos en el área transicional entre el páramo y la puna ubicadas en el Norte de Perú, zacatal el cual se ubica en los volcanes mexicanos y los sistemas afroalpinos en el occidente de África (Walter 1985 *en* Cooper *et al.* 2010, Smith & Young 1994, Hofstede *et al.* 2003). Los ecosistemas alpinos se distribuyen en las tierras altas de los Andes Suramericanos, la Sierra Nevada de Santa Marta, Centro América, Hawái y está presente en el cinturón Afroalpino que se extiende desde Etiopía y Uganda hasta Kenia, Tanzania y Suráfrica. En menor proporción también se encuentra en Nueva Guinea e Indonesia (Smith & Young 1994, Hofstede *et al.* 2003). Por otro lado, en las regiones Neártica, Paleártica, y al Sur de Australasia, se distribuye en la Tundra ártica, las montañas Rocosas, las montañas Californianas, los Alpes, la cordillera de Atlas, las montañas Mexicanas, Los Himalaya, el Reino Unido, Nueva Zelanda, Japón, Escandinavia, Rusia y Tasmania (Körner 2003) (Figura 2).

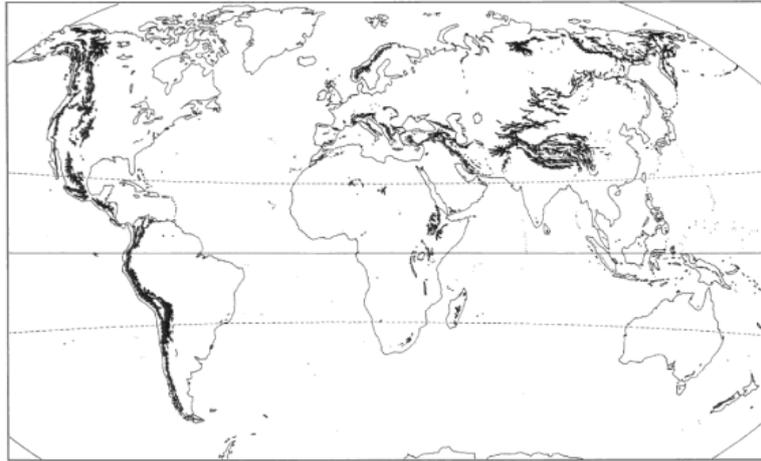


Figura 3. Mapa de distribución de los ecosistemas alpinos en el mundo (en color oscuro) (Körner 2003).

En la región tropical los ecosistemas alpinos exhiben estacionalidad limitada y precipitaciones regulares durante todo el año. Tienden a presentar una alta especiación, y excepcionalmente un alto grado de endemismo, con 60% de las especies adaptadas a las condiciones climáticas y físico-químicas como la baja presión atmosférica, intensa radiación ultravioleta y los efectos desecantes del viento (van der Hammen & Cleef, 1986).

Estas condiciones pueden soportar el desarrollo de la agricultura, la ganadería, la explotación forestal y suministro de agua potable. No obstante, la singular biología de las especies de los ecosistemas alpinos, hace particularmente vulnerables a estos sistemas con respecto a pequeños cambios en procesos meteorológicos, hidrológicos y biológicos (Florez-López *et al.* 2016).

Es así que en la zona de vida alpina tropical, el uso intensivo del suelo (ganadería, agricultura y plantaciones forestales), el drenaje de los humedales, los incendios no controlados, la minería ilegal, entre otros disturbios, han resultado en el deterioro ecológico y geomorfológico de este tipo de ecosistema, con la subsecuente pérdida de hábitats y biodiversidad, aumento de la erosión y con cambios profundos sobre los ciclos hidrológicos (Buytaert *et al.* 2006a). Así mismo, los ecosistemas alpinos presentes en las otras regiones del mundo, comparten con los tropicales la mayor parte de los disturbios que los afectan, además de aspectos estructurales de la biodiversidad y procesos ecológicos, no obstante, la composición de especies silvestres, los suelos y el clima en cada región es diferente, sugiriendo el desarrollo de procesos evolutivos de convergencia (Smith & Young 1994).

Las zonas de vida alpinas son identificadas como uno de los ecosistemas terrestres más vulnerables al cambio ambiental global, no obstante, la magnitud e incluso la tendencia de la mayoría de estos efectos dependerán en gran medida de las condiciones climáticas, hidrológicas y ecológicas locales (Buytaert *et al.* 2011). En la alta montaña neotropical la tendencia hacia el retroceso de las zonas nivales ha sido evidenciada con la subsecuente colonización ascendente de los páramos (Morueta-Holme *et al.* 2015) lo que puede traer consecuencias potencialmente graves, puesto que varios complejos paramunos dependen de las zonas nivales para completar su ciclo hidrológico (Bradley *et al.* 2006). Sin embargo, análisis de modelamiento han demostrado respuestas heterogéneas de la alta montaña neotropical al cambio climático, con los biomas más húmedos desplazándose de manera ascendente tanto en sus límites superior e inferior y los biomas más secos expandiéndose de manera descendente (Tovar *et al.* 2013).

En Colombia los páramos ocupan un área aproximada de 2.097.137 ha distribuidas en 36 complejos paramunos (Sarmiento *et al.* 2013), y albergan cerca de 4.700 especies de plantas, 70 especies de mamíferos, 102 especies de reptiles y anfibios, 154 especies de aves y 130 especies de mariposas (Sarmiento & León 2015). Se destaca de estos ecosistemas la continua provisión de agua en cantidad y calidad para las poblaciones humanas asentadas en las tres cordilleras, debido a que en la alta montaña de Colombia, se encuentran los nacimientos de muchas e importantes cuencas que abastecen grandes sistemas de riego y acueductos de ciudades capitales como Bogotá, Medellín, Bucaramanga, entre otras (Sarmiento & León 2015).

Los páramos colombianos, han sido fuertemente afectados por la agricultura intensiva, la conversión a sistemas de ganadería extensiva, la explotación minera, el establecimiento de infraestructura y de manera indirecta por el efecto del cambio climático global (Benavides 2013). Por lo anterior, algunas áreas de páramo en el país son más propensas a sufrir procesos de extinción local con la subsecuente desaparición de especies endémicas, experimentar cambios de coberturas vegetales y la introducción de especies exóticas, algunas con carácter invasor (Urbina y Benavides, 2015), trayendo como consecuencia la disminución en la oferta hídrica para el consumo humano y sistemas de riego, así como la afectación en las tasas de fijación y almacenamiento de carbono en estos territorios (Benavides 2014).

Con respecto a las turberas, al igual que la mayoría de los humedales, han sido sometidas a distintos regímenes de disturbios, que las han modificado o destruido a través de la extracción o conversión a otros usos del suelo, o expuesto a la erosión debido a presiones externas en la vegetación (Price *et al.* 2016). A pesar de que cubren no más del 3% de la superficie del planeta, su degradación es responsable de casi una cuarta parte de las emisiones de carbono por uso del suelo. Se estima que aproximadamente 462.440 km² es decir el 12,1% de las turberas del mundo no se encuentran acumulando turba y son emisores de metano o carbono a la atmósfera (Joosten 2016).

En las zonas templadas y subtropicales, los principales disturbios que afectan a las turberas están relacionados con el drenaje para la explotación industrial de la turba como combustible y como abono para la horticultura, también para obtener energía hidroeléctrica, para la siembra de plantaciones forestales, la implementación de la ganadería y la agricultura, y el desarrollo de infraestructura y urbanización (Grand-Clement *et al.* 2015).

En las regiones tropicales la degradación de las turberas inició en décadas recientes y la pérdida está tomando lugar a una escala sin precedentes. En la última década, fue estimado que el 60% que los pantanos de turba de Indonesia y Malasia habían sido transformados para implementar cultivos de palma de aceite y plantaciones maderables para extraer papel (Miettinen & Liew 2010). En contraste con las turberas transformadas del Sureste asiático, la cuenca amazónica contiene grandes extensiones de turberas poco degradadas y la amenaza de destrucción por impactos directos de los humanos es comparativamente baja, no obstante, las acciones de investigación y conservación en las turberas amazónicas están tomando prioridad, previendo que el desarrollo de la infraestructura regional cause una aceleración en la explotación y degradación de estos ecosistemas (Draper *et al.* 2014).

Las turberas en los páramos colombianos particularmente, han sido sometidas al drenaje para implementar cultivos agrícolas y pastoreo de ganado, lo cual ha afectado la composición de especies importantes en la producción de turba, la proliferación de especies con carácter invasor y la reducción en la capacidad de las turberas para almacenar agua y carbono (Benavides 2014). A su vez, se cree que las turberas de los páramos colombianos pueden haber iniciado un declive irreversible, debido a que el cambio climático está teniendo un

claro efecto en sus dinámicas, no obstante, estos efectos son menos predecibles cuando se incorporan variables asociadas al clima y a los sistemas humanos (Benavides 2013).

Es así como la restauración ecológica, recientemente ha tomado relevancia en el esfuerzo de los países por restablecer las condiciones estructurales y funcionales de las turberas, y ha influenciado en el diseño de políticas y programas mediante los cuales se han asignado importantes recursos financieros públicos y privados para conservar y restaurar turberas degradadas, aumentando en el mundo la experticia en la aplicación de las técnicas (Bonn *et al.* 2016).

A través de la restauración ecológica se pretende activar, direccionar o acelerar las sucesiones ecológicas, en sistemas naturales que han sido degradados, dañados o destruidos, para recuperar atributos estructurales y de funcionalidad relacionados con sistemas de referencia (SER 2004). Consecuentemente y teniendo en cuenta las estrechas relaciones ancestrales y culturales con el ambiente que poseen las comunidades humanas asentadas en la alta montaña (Körner 2003), así como la vulnerabilidad y baja resiliencia de los humedales en ecosistemas alpinos (Page & Baird 2016, Franco-Vidal *et al.* 2013), los intentos por restaurar ecológicamente estos ambientes deben tener consideraciones ecológicas y socioeconómicas, y establecer sinergias entre los objetivos que se definan (Choi 2007).

Discusiones relacionadas con el cambio climático global bajo el Protocolo de Kyoto, han coincidido en que la conservación y restauración ecológica de las turberas pueden tener el mismo carácter de importancia que lo establecido para los bosques tropicales, en referencia a la captura y almacenamiento de carbono, por lo cual se ha propuesto incentivar la compra de bonos de carbono para quienes conserven y restauren las turberas (Bonn *et al.* 2014).

Por otra parte, las investigaciones científicas en restauración ecológica de turberas están haciéndose más extensivas, pero a un ritmo menos vertiginoso que las investigaciones relacionadas con sus dinámicas físico-químicas y biológicas (Bonn *et al.* 2016). Aun así, los estudios en restauración ecológica se vienen desarrollando con mayor importancia en las turberas ubicadas en las zonas templadas y boreales del hemisferio Norte que en cualquier otra parte del mundo (Bonn *et al.* 2016).

En los Andes tropicales existen muy pocos casos relacionados con la restauración ecológica de turberas presentes en ecosistemas alpinos (Camargo *et al.* 2012, Hartman *et al.* 2016), y en Colombia durante la década pasada se estableció una política nacional para humedales continentales (Andrade *et al.* 2002a) que coincidió con la salida a la luz pública de las primeras intenciones del estado colombiano por restaurar los humedales dentro del territorio nacional (Andrade *et al.* 2002b).

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, en su plan nacional de restauración ecológica (Ospina *et al.* 2015), propone tres enfoques conceptuales de restauración a aplicar en el país, los cuales dependen del tipo de intervención, del nivel de degradación del área y del objetivo de restauración. El primer enfoque llamado “*restauración ecológica*” intenta iniciar, direccionar o acelerar procesos de restablecimiento de un área degradada a una condición similar al ecosistema predisturbio, en relación a su funcionamiento, estructura y composición (SER 2004). Además el ecosistema resultante debe ser autosostenible y debe garantizar la conservación de la diversidad biológica; el segundo enfoque conocido como “*rehabilitación*” intenta llevar al sistema degradado a un sistema similar o no al sistema predisturbio, el cual debe ser autosostenible, preservar algunas especies y prestar algunos servicios ecosistémicos (Brown & Lugo 1994); y finalmente la “*recuperación o reclamación*” intenta retornar la utilidad del ecosistema respecto a la prestación de servicios ambientales diferentes a los del ecosistema original, integrándolo ecológica y paisajísticamente a su entorno (Bradshaw, 1987). Generalmente los ecosistemas resultantes de la recuperación no son autosostenibles y no se parecen al sistema predisturbio.

A pesar de que ya hay evidencia específica en Colombia, relacionada con los impactos negativos en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, causados por el drenaje y uso intensivo del suelo en las turberas, así como por efecto del cambio climático global (Benavides 2013, Benavides 2014), no existe información publicada que especifique los enfoques comunes o las técnicas más efectivas factibles de aplicar en la restauración ecológica de turberas alpinas en el país (Murcia & Guariguata 2014).

Por todo lo anterior y teniendo en cuenta la gran importancia para el planeta, tanto de los ecosistemas alpinos como de las turberas que se distribuyen allí, se hace necesario desarrollar un proceso exhaustivo de revisión

sistemática de literatura, mediante el cual se pueda identificar enfoques y técnicas empleadas en el desarrollo de la restauración ecológica de turberas presentes en páramos y ecosistemas alpinos en diferentes partes del mundo, así como cualificar la efectividad de las técnicas utilizadas, y partiendo del principio de que los tipos de turberas presentes en las zonas de vida alpinas del planeta se comportan funcional y estructuralmente de forma similar, poder determinar la aplicabilidad de las técnicas en el contexto colombiano.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Identificar enfoques y técnicas empleadas en el desarrollo de la restauración ecológica de turberas presentes en páramos y ecosistemas alpinos del mundo, y cualificar su efectividad, con el fin de proponer a partir de ellas, alternativas de manejo similares en el contexto colombiano.

2.2 Objetivos específicos

1. Identificar enfoques y técnicas empleadas en el desarrollo de la restauración ecológica de turberas presentes en páramos y ecosistemas alpinos en diferentes partes del mundo.
2. Cualificar la efectividad de las técnicas aplicadas en los proyectos de restauración ecológica de turberas presentes en páramos y ecosistemas alpinos, a partir del cumplimiento de indicadores y metas establecidas.
3. Determinar la aplicabilidad de las técnicas y enfoques identificados a escala global en procesos de restauración ecológica de turberas en el contexto colombiano.

CAPITULO II

Manuscrito para someter en la Revista “*Mires and Peat*” (V 1.0)

ECOLOGICAL RESTORATION IN ALPINE PEATLANDS, A GLOBAL REVIEW FOR APPLICATION OF APPROACHES AND TECHNIQUES IN COLOMBIA

Duarte-Sánchez, I.¹ and Benavides, J.C.¹

¹ Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D.C., Colombia.

Corresponding author: Juan C. Benavides

e-mail: jubenavides@javeriana.edu.co

Postal address: Carrera 7 No 40-62, Bogotá D.C., Colombia.

Phone number: (571) 3208320

SUMMARY

Alpine peatlands offer an important effect on the water regulation of mountain ecosystems, store large amounts of carbon and is home to an important endemic biodiversity. Peatlands in the temperate, subtropical and tropical regions have been degraded and ecological restoration has become a promising approach to recover the ecosystem functions of peatlands. Particularly, high elevation peatlands in tropical countries have been extensively use for agriculture and grazing by native and exotic herbivores. The relevance of peatlands in the national carbon inventories has made them a conservation and restoration priority. However, in the tropical Andes peatland restoration science is incipient and considered a byproduct of upland restoration. In the following systematic review, I summarized the most common and effective approaches and techniques for the restoration of alpine peatlands. Additionally, my review indicates the most efficient restoration approaches for peatland restoration in Colombia. My review indicated that the most used approach for peatland restoration was rehabilitation, although most of the work is from low lying mountains from the temperate region. The restoration is usually monitored for short periods rarely exceeding 2 year after the restoration work activities are finished. The most commonly used techniques are the blocking of ditches with peat and revegetation of either target ecosystems or using species that are functionally similar to the original species. The most commonly used indicators of effectiveness are the stability and level of the water table, fluxes of organic carbon and the structure of the vegetation. In Colombia, alpine peatlands degraded by roads, agriculture and overgrazing could be restored using techniques from similar systems in different regions of the world.

KEY WORDS: Alpine ecosystems, Páramo, Peatlands, Restoration

INTRODUCCIÓN

Desde el nivel del mar hasta la alta montaña y desde los trópicos hasta las regiones circumpolares, se encuentra una serie de humedales que además de exhibir un desproporcionado efecto en la regulación hidrológica y permitir el desarrollo de las actividades humanas, representan el sumidero de carbono orgánico más eficiente del planeta (Joosten & Clarke 2002, Holden 2005). Estos humedales son conocidos como turberas, pantanos de turba o bofedales (Vitt 2006, Squeo *et al.* 2006), y se calcula que desde el último máximo glacial han fijado

más de 600 billones de toneladas de carbono y han almacenado una cantidad de carbono mayor a la contenida en la biomasa de los bosques tropicales y de los bosques templados (Yu *et al.* 2010, Pan *et al.* 2011).

En las regiones boreales y subárticas se encuentran las turberas más conservadas del mundo (Wieder *et al.* 2006). En contraste, en las zonas templadas, subtropicales y tropicales las turberas han sido sometidas a distintos regímenes de disturbios relacionados con su drenaje, explotación industrial de la turba como combustible y como abono para la horticultura, generación de energía hidroeléctrica, siembra de plantaciones forestales, ganadería, agricultura y desarrollo de infraestructura (Page *et al.* 2009, Grand-Clement *et al.* 2015). La degradación de las turberas es responsable de casi una cuarta parte de las emisiones de carbono por uso del suelo y se estima que aproximadamente el 12,1% de las turberas del mundo no se encuentran acumulando turba y son emisores de metano o carbono a la atmosfera (Joosten 2016).

Las turberas que se ubican particularmente en los sistemas montañosos juegan un rol muy importante en la regulación hidrológica y climática debido a su ubicación en la alta montaña (Viviroli *et al.* 2003, Chimner & Karber 2008). La presencia de mesetas y la microtopografía diseñada por la erosión glacial en la alta montaña, han favorecido el desarrollo de las turberas, las cuales acumulan grandes cantidades de turba gracias a las bajas temperaturas (Cooper *et al.* 2010) y la resistencia a la descomposición que posee las especies de musgos, otros briófitos, cyperaceas, cojines, hierbas y arbustos que habitan estos humedales (Benavides & Vitt 2014). En las montañas tropicales las turberas se caracterizan por que tienen un tamaño reducido si se compara con las turberas de las tierras bajas, pero exhiben una alta frecuencia de distribución, tanto así que pueden influenciar la hidrología regional (Chimner y Karberg 2008) y en algunos páramos de los Andes del Norte, a pesar de que ocupan menos del 2% del área del suelo, contienen aproximadamente el 23% del carbono almacenado en la alta montaña (Hribljan *et al.* 2017).

Los sistemas de montaña por su parte, cubren una gran porción de la superficie del planeta, representan “hotspots” de biodiversidad, allí se hospeda una alta proporción de la riqueza biológica del mundo (Körner 2004) y juegan un papel importante para las tierras bajas circundantes en los procesos de regulación y abastecimiento hídrico (Messerli *et al.* 2004). En terrenos montañosos escarpados, más que en ningún otro lugar, la calidad de las cuencas hidrográficas está íntimamente relacionada con la integridad y funcionamiento

de los ecosistemas, que a su vez dependen de una cobertura vegetal estructuralmente diversa para almacenar agua y aprovisionarla durante largos períodos de estiaje (Körner 2004).

En las montañas, por encima del cinturón montano y de la línea de los árboles, pueden encontrarse los ecosistemas alpinos, los cuales están desprovistos de elementos arbóreos y están dominados por arbustos y pajonales en un ambiente único donde la radiación solar, los suelos y las fluctuaciones de temperatura son abruptos, lo que permite el desarrollo de especies adaptadas a estas condiciones (Smith & Young 1994, Hofstede *et al.* 2003, Körner 2003).

Los ecosistemas alpinos tropicales se caracterizan por la presencia de pajonales, arbustos leñosos de hojas pequeñas, arbustos en rosetas caulescentes y mosaicos de humedales, la mayoría en valles de origen glaciar y dominados por *Sphagnum* y plantas en cojines (Cleef 1981, Smith & Young 1994), los cuales sustentan una alta biodiversidad endémica en donde se alberga por sí solo el doble del número de Angiospermas que se espera por unidad de área (Körner *et al.* 2011), además de que se desarrollan procesos de almacenamiento de carbono y abastecimiento de agua para millones de personas (Hofstede *et al.* 2003, Buytaert *et al.* 2011).

En el Neotropico los ecosistemas alpinos son conocidos como páramos, jalcas, punas y zacatales (Smith & Young 1994). En Colombia los ecosistemas de páramo ocupan un área aproximada de 2.097.137 ha distribuidas en 36 complejos paramunos (Sarmiento *et al.* 2013). Los páramos en Colombia albergan cerca de 4.700 especies de plantas, 70 especies de mamíferos, 102 especies de reptiles y anfibios, 154 especies de aves y 130 especies de mariposas (Sarmiento & León 2015). Los páramos proveen de agua a las poblaciones humanas asentadas en las tres cordilleras andinas, debido a que en la alta montaña de Colombia, se encuentran los nacimientos de importantes cuencas que abastecen grandes sistemas de riego y acueductos de ciudades capitales como Bogotá, Medellín, Bucaramanga, entre otras (Sarmiento & León 2015).

En los páramos colombianos, las turberas han sido transformadas para implementar cultivos agrícolas, pastoreo de ganado y construcción de carreteras, lo cual ha afectado la composición de especies importantes en la producción de turba, la proliferación de especies con carácter invasor y la reducción en su capacidad para almacenar agua y carbono (Benavides 2014, Benavides & Vitt Sin Publicar). A su vez, se cree que las turberas

de los Andes del Norte pueden haber iniciado un declive irreversible, debido a que el cambio climático está teniendo un claro efecto en sus dinámicas ecológicas (Benavides 2013).

En las turberas alpinas del mundo, la vegetación, la hidrología, la turba y el clima, experimentan interacciones claves y mecanismos de retroalimentación estrechamente conectados (Schumman & Joosten 2008, Rochefort & Andersen 2017). Estas estrechas interrelaciones implican que cuando uno o más de estos componentes son perturbados o degradados, los otros componentes también son afectados (Schumman & Joosten 2008).

Es así, que la restauración ecológica ha tomado relevancia en el esfuerzo de los países por restablecer las condiciones estructurales y funcionales de las turberas, y ha influenciado en el diseño de políticas y programas mediante los cuales se han asignado importantes recursos financieros para conservar y restaurar turberas degradadas (Bonn *et al.* 2016). A través de la restauración ecológica se pretende activar, direccionar o acelerar las sucesiones ecológicas, en sistemas naturales que han sido degradados, dañados o destruidos, para recuperar atributos estructurales y de funcionalidad relacionados con sistemas de referencia (SER, 2004).

La restauración ecológica de turberas ha despertado el interés de la comunidad científica desde hace más de 30 años (Good & McDonald 2016, Rochefort & Andersen, 2017). Desde entonces, pero especialmente en el presente siglo, varios proyectos de restauración a diferentes escalas se han desarrollado alrededor del mundo, con resultados que han sido publicados y que han permitido recopilar enfoques, conceptos y metodologías, así como progresos y desafíos por enfrentar (Schumman & Joosten 2008, Armstrong *et al.* 2009, Grand-Clement *et al.* 2015, Andersen *et al.* 2016, Chimner *et al.* 2016).

Los mayores esfuerzos de restauración han sido enfocados en turberas dominadas por *Sphagnum* presentes en las regiones Neártica y Palearctica (Bonn *et al.* 2016), y recientemente ha estado aumentando el interés por los pantanos de tierras bajas de las regiones tropicales, debido a que su degradación se ha intensificado en la última década (Page & Baird 2016).

No obstante, existen muy pocos casos relacionados con la restauración ecológica de turberas alpinas tropicales (Camargo *et al.* 2012, Hartman *et al.* 2016), y a nivel mundial es ausente una revisión que se enfoque en este tipo de humedales de la alta montaña. En Colombia, solo hasta la década pasada se estableció una política nacional para humedales continentales (Andrade *et al.* 2002a) que coincidió con la salida a la luz pública de las primeras intenciones del estado colombiano por restaurar los humedales dentro del territorio nacional (Andrade *et al.* 2002b).

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, en su plan nacional de restauración ecológica (Ospina *et al.* 2015), ha propuesto aplicar tres enfoques conceptuales, los cuales dependen del tipo de intervención, del nivel de degradación del área y del objetivo de restauración. El primer enfoque llamado “*restauración ecológica*” intenta iniciar, direccionar o acelerar procesos de restablecimiento de un área degradada a una condición similar al ecosistema predisturbio, en relación a su funcionamiento, estructura y composición (SER, 2004). El segundo enfoque conocido como “*rehabilitación*” intenta llevar al sistema degradado a un sistema similar o no al sistema predisturbio, el cual debe ser autosostenible, preservar especies y prestar algunos servicios ecosistémicos (Brown & Lugo, 1994); y finalmente la “*recuperación o reclamación*” intenta retornar la utilidad del ecosistema respecto a la prestación de servicios ambientales diferentes a los del ecosistema original, integrándolo ecológica y paisajísticamente a su entorno (Bradshaw, 1987).

A pesar de que se ha evidenciado que el drenaje y uso intensivo del suelo así como el efecto del cambio climático global, ha generado impactos negativos en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos provistos por las turberas de Colombia (Benavides 2013, Benavides 2014), no existe información disponible acerca de los enfoques comunes o las técnicas más factibles de aplicar en la restauración ecológica de las turberas alpinas del país (Murcia & Guariguata 2014).

Por lo tanto, el presente trabajo tuvo como objetivo generar un proceso exhaustivo de revisión sistemática, mediante el cual se identificó los enfoques y técnicas empleados en el desarrollo de la restauración ecológica de las turberas alpinas del mundo, se cualificó la efectividad de las técnicas utilizadas y se determinó su aplicabilidad en el contexto colombiano.

MÉTODOS

Búsqueda de literatura

Se desarrolló una búsqueda sistemática de artículos científicos (estudios de caso) cuyos objetivos se enfocaron en restaurar turberas presentes en ecosistemas alpinos a través de la aplicación de enfoques y técnicas, y en donde se haya evaluado su efectividad por medio de algún método de monitoreo.

Inicialmente, se realizó búsquedas en las bases de datos Web of Science, Scopus, Scielo, JSTOR y Proquest, entre el año 1989 cuando emergió oficialmente el concepto de “restauración ecológica” (Ceccon 2013) hasta el año 2017. La ecuación de búsqueda fue: ("ecological restoration" OR "recuperation" OR "rehabilitation" OR "reclamation" OR "restoration" OR “enhancement” OR “remediation” AND "high mountain" OR "highland" OR "alpean" OR "andean" OR “paramo” OR “moorland” OR “upland” OR “alpine” AND “peatland” OR “fen” OR “bog” OR “bofedal” OR “mire”). Adicionalmente se aplicó una ruta general de búsqueda en Google Académico y se realizó una consulta con la Red Colombiana de Restauración Ecológica.

Los resultados iniciales registraron 197 artículos, cuyos títulos y resúmenes fueron exportados al gestor de referencias Mendeley desktop ©, a través del cual se realizó la comprobación de resultados duplicados entre las bases de datos. Estos artículos fueron revisados uno por uno para identificar aquellos que cumplieran con los siguientes criterios: (i) artículos cuya área de estudio corresponda a turberas alpinas, (ii) en donde se haya aplicado una o más técnicas de restauración ecológica, (iii) cuyos resultados y conclusiones reflejen la efectividad de las técnicas aplicadas, y (iv) artículos escritos en inglés o español. Esto permitió definir un total de 32 artículos con los cuales se realizó el análisis.

Análisis de la información

Para identificar los enfoques y técnicas empleadas en el desarrollo de la restauración ecológica de las turberas alpinas del mundo y cualificar su efectividad, se extrajo la información de los 32 artículos y se construyó una matriz con variables que informan la ubicación geográfica de las localidades, fecha de publicación y autores, tipo de enfoque de restauración aplicado de acuerdo con lo propuesto por Ospina *et al.* (2015), técnicas aplicadas, escala temporal en que se desarrollaron, indicadores utilizados para medir su efectividad y si fueron

exitosas o no (Apéndice 1). Una técnica se calificó como efectiva cuando: (i) al registrar los datos del monitoreo se observaron diferencias significativas a través de los indicadores evaluados, entre el sitio donde se aplicó la técnica y un sitio disturbado sin restaurar, (ii) se registraron diferencias significativas en el mismo sitio antes y después de aplicar la técnica, y (iii) no se observaron diferencias significativas entre el sitio restaurado y un sitio en buen estado de conservación.

Para determinar la aplicabilidad de las técnicas de restauración de turberas alpinas en el contexto colombiano, se partió del principio de que los componentes en las turberas (hidrología, vegetación y turba) están estrechamente interconectados (Schumman & Joosten 2008) y que dependiendo del tipo, frecuencia y severidad de los disturbios que los afectan, así como de la resiliencia de los componentes y las propiedades relevantes que pueden ser afectadas, se podrá determinar si los cambios son irreversibles o si la aplicación de técnicas activas o la regeneración natural son factibles para alcanzar las metas deseadas (Schumman & Joosten 2008, Holl & Aide 2011). Consecuentemente, se construyó una matriz con variables dicotómicas donde se incluyó la información de los 32 artículos encontrados, así como de las turberas degradadas en páramos colombianos registradas por Benavides & Vitt (Sin Publicar), referente a las características hidrológicas (físico-químicas) de las turberas, la vegetación dominante y los disturbios que las afectan (Apéndice 2).

Los disturbios se identificaron como drenajes, barrancos, sobrepastoreo, agricultura, extracción industrial y artesanal de turba, quemas, carreteras, minería a cielo abierto y deposición atmosférica industrial. Con el fin de agrupar los datos en un número menor de dimensiones y teniendo en cuenta que la matriz contiene variables ordinales, por medio del software R 3.4.1 (Ripley & Murdoch 2017) se realizó un análisis de correspondencia múltiple a través del cual se obtuvo cinco dimensiones (Apéndice 3), y posteriormente con estos datos se realizó un análisis de agrupamiento simple usando distancia euclidiana como medida de disimilitud. Finalmente se obtuvo un dendrograma con cuatro nodos (Figura 8), de los cuales dos nodos agrupan turberas de páramos de Colombia con las turberas alpinas donde se han aplicado procesos de restauración ecológica, a través de la similitud de sus características físico-químicas, vegetación y disturbios. A través de la información disponible de las turberas contenidas en los nodos del dendrograma, se infirió de qué forma pueden ser aplicadas en Colombia las técnicas de restauración ejecutadas en otros países.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Enfoques y técnicas de restauración ecológica en turberas alpinas y su efectividad

La mayoría de los proyectos de restauración ecológica en las turberas alpinas reportados en la literatura se han desarrollado en las regiones Palearctica y Neartica con 25 y 4 artículos publicados, 2 en la región Neotropical y 1 en Australasia. Los proyectos se han desarrollado en 53 localidades durante los últimos 20 años, el más antiguo publicado en 1998 y el más reciente en el año 2017.

La mayor cantidad de proyectos se han desarrollado en el Reino Unido, particularmente en turberas de mantos de *Sphagnum* (blanket bogs) ubicadas en las tierras altas de Los Peninos y de la cuenca del lago Vyrnwy, de donde proviene el agua para abastecer a la población asentada en las ciudades de Liverpool y Manchester (Wilson *et al.* 2010, Edokpa *et al.* 2017). Allí se han invertido más de 7 millones de libras esterlinas a través del programa Moors For The Future y el proyecto MoorLIFE para mejorar las prácticas de uso del suelo y proteger la integridad de los páramos, restaurar a escala de paisaje las turberas alpinas y monitorear la efectividad de las acciones (Campen, 2010). Adicionalmente, fondos públicos, esquemas agroambientales, compañías privadas y el programa EU-LIFE también han financiado proyectos de restauración en estos territorios (Andersen *et al.* 2016).

En la región del Rourgeri (Zoige) en la meseta Tibetana se encuentra la más grande concentración de turberas alpinas del mundo, bajo una fuerte influencia de las actividades humanas que van desde pastoreo intensivo hasta el drenaje para producir cambios en los usos potenciales del suelo (Xiang *et al.* 2009). Sin embargo, solo se registraron dos artículos describiendo proyectos de restauración (Xiaohong *et al.* 2012, Xu *et al.* 2017). Las estrategias de restauración en la meseta tibetana utilizaron técnicas que van desde el pastoreo rotacional de ganado en baja densidad, hasta la instalación de presas para bloquear drenajes y la siembra directa de semillas (Xiaohong *et al.* 2012, Xu *et al.* 2017).

En Estados Unidos, los esfuerzos en ambientes alpinos se han enfocado en turberas minerotróficas pobres y ricas de las montañas San Juan, Mosquito Range, Front Range, Grand Mesa y el Parque Nacional de las Montañas Rocosas en el estado de Colorado (Cooper & McDonald 2000, Chimner *et al.* 2016). En Canadá no

se encontraron registros de restauración en la alta montaña, quizá debido a que los estudios se han concentrado en las tierras bajas de Quebec y en la región de las arenas bituminosas en el norte de Alberta (Gonzales & Rochefort 2014, Chimner *et al.* 2016).

En la región Neotropical se reportaron dos artículos, uno en turberas minerotróficas de los páramos de la cordillera central de Colombia (Loteró *et al.* 2010, Camargo *et al.* 2012) y otro en bofedales de la puna boliviana (Hartman *et al.* 2016). Finalmente, en Australasia se registró un trabajo realizado a principios del presente siglo en turberas ombrotólicas de las planicies altas de Bogong, Victoria en Australia, afectados por el sobrepastoreo y donde se evaluó la efectividad de la regeneración natural en la recuperación de la vegetación, desde áreas completamente desnudas a áreas provistas parcialmente con vegetación productora de turba (McDougall 2005).

Con respecto a los enfoques de restauración utilizados en los trabajos desarrollados en turberas alpinas, con la información disponible en los artículos se infirió que solo un proyecto ejecutado en Colombia planteó objetivos relacionados con alcanzar en el largo plazo el restablecimiento de condiciones similares a las del sistema predisturbio (Loteró *et al.* 2010), es decir se infiere que se aplicó el enfoque de “*restauración*”. El principal tensionante en las turberas de páramos del Parque Nacional Natural Los Nevados donde se llevó a cabo el estudio, corresponde a los incendios forestales provocados, y las evaluaciones en las turberas afectadas concluyeron que en el corto plazo la técnica de regeneración natural por sí sola no promueve cambios significativos en la recuperación de las propiedades físico-químicas del suelo de turba (Camargo *et al.* 2012).

En los demás proyectos de restauración de turberas alpinas se planteó el restablecimiento de propiedades relevantes de las turberas para mejorar el aprovisionamiento de algún servicio ecosistémico, o para medir la robustez de un indicador, pero no hubo claridad en alcanzar aspectos estructurales y de composición similares a los sistemas de referencia, por lo cual se infiere que se aplicó el enfoque de “*rehabilitación*”. En ningún trabajo encontrado se planteó asistir las turberas degradadas para obtener la prestación de servicios diferentes a los del ecosistema original, es decir que se prescindió del enfoque de “*recuperación*”. Probablemente, esto tiene que ver con el nivel de degradación que se asume de las turberas y los componentes afectados, lo que define que los daños puedan ser revertidos o no (Schumman & Joosten 2008).

Aun así, en general, debido a la ausencia de información más amplia respecto a los objetivos y metas para alcanzar en el corto, mediano y largo plazo a través de los proyectos, los artículos publicados comunican de manera superficial las técnicas de restauración que se utilizaron y hacen énfasis en los indicadores para medir algún cambio esperado, pero no permiten establecer con claridad cuál es el enfoque conceptual de restauración al que se acudió para plantear el alcance de los procesos. Entender a través del monitoreo si los objetivos establecidos están siendo alcanzados es fundamental para tomar medidas de manejo adaptativo y si los enfoques no son establecidos con claridad se pueden generar confusiones al momento de tomar decisiones (Evans & Guariguata 2016).

En 62% de los trabajos desarrollados se evaluó la efectividad de la aplicación de las técnicas durante un periodo inferior a cinco años, en 18% lo hicieron entre 5 y 10 años y en 20% emplearon más de 10 años para determinar la efectividad (Apéndice 1). Lo anterior indica que la mayoría de las técnicas están siendo medidas con indicadores sensibles a cambios inmediatos y a escalas locales, y con esto se cae en el riesgo de no poder determinar si se establecen sucesiones arrestadas que desvíen la capacidad funcional de las turberas y concluir procesos como efectivos.

Las técnicas más utilizadas en la restauración de turberas alpinas son la construcción de presas para el bloqueo de drenajes artificiales y barrancos, y la revegetación (Figura 4) y los indicadores más utilizados para evaluar la efectividad de estas técnicas fueron el aumento del nivel freático, la estructura de la vegetación y los flujos de carbono (Figura 6). Los bloqueos se utilizan cuando los desagües y la erosión de las turberas son los principales tensionantes (Holden *et al.* 2004). Los drenajes generalmente corresponden a zanjas de 50cm de profundidad y 70cm de ancho (Armstrong *et al.* 2009) y los barrancos pueden tener más de 1m de profundidad por más de 1m de ancho (Evans *et al.* 2005).

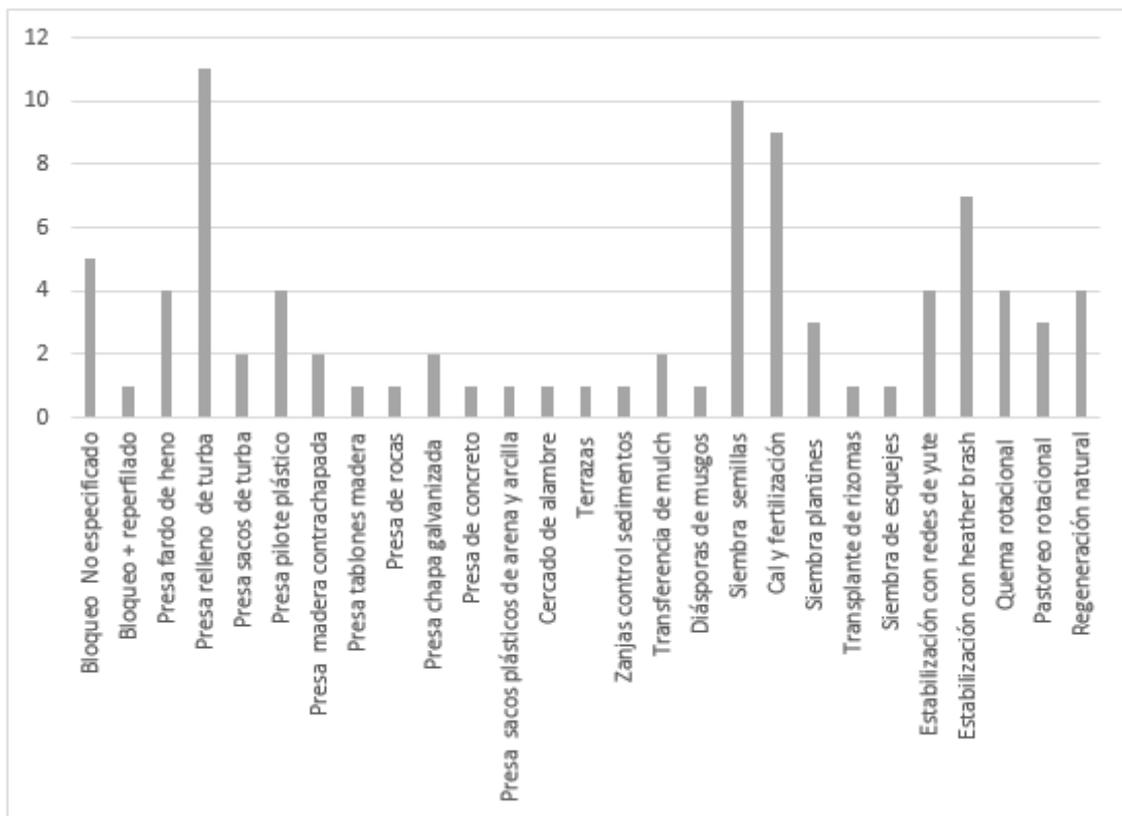


Figura 4. Técnicas de restauración ecológica utilizadas en turberas alpinas y la frecuencia de aplicación.

Las zanjas pueden convertirse en barrancos por efecto de la erosión, la cual se incrementa a causa de la contaminación atmosférica, el sobrepastoreo, malas prácticas de manejo de las quemadas, entre otros factores (Evans *et al.* 2005). Tanto las zanjas de drenaje como los barrancos aumentan la densidad de desagües y promueven una mayor conexión entre las fuentes de sedimentos en las pendientes y las corrientes superficiales (Holden *et al.* 2007), además en épocas de estiaje generalmente afectan el nivel freático en las turberas, desestabilizando los procesos físico-químicos de producción de turba, con la subsecuente liberación de carbono a las corrientes hídricas y a la atmosfera (Holden *et al.* 2004).

Las presas tienen la función de aumentar el nivel freático, estabilizar los flujos máximos y flujos de base, retener sedimentos, mejorar las condiciones físico-químicas del agua y generar ambientes de piscinas para incentivar el desarrollo de especies que habitan las turberas (Cooper *et al.* 1998, Wilson *et al.*, 2010, Carroll *et al.* 2011, Wilson *et al.* 2011a, Brown *et al.* 2016). En los ecosistemas alpinos las presas están construidas con fardos de hierbas nativas, sacos rellenos de turba, relleno directo de turba, pilotes de plástico, con madera contrachapa, tablonés de madera, relleno de rocas, chapa galvanizada de más de 10cm de espesor, de concreto

o con sacos de plástico llenos de arcilla y arena (Figura 5). Pueden ir acompañadas de un reperfilado en el canal del drenaje para disminuir la sedimentación y evitar que la fauna silvestre y el ganado queden atrapados en las piscinas.



Figura 5. Presa de pilote plástico ubicada en un drenaje de turbera alpina (izquierda). Presa de pilote plástico con vegetación productora de turba, desarrollándose en el drenaje (derecha). Tomado de Evans et al. (2005).

El tipo de presa que se usó con más frecuencia fue la construida con relleno directo de turba, algunas veces combinada con pilotes de plástico, fardos de hierbas y presas de concreto. Este tipo de presa fue efectiva en recuperar la estructura de la vegetación en el mediano y largo plazo (Holden *et al.* 2007, Bellamy *et al.* 2012), recuperar la abundancia de moscas Tipulidae que sirven de alimento para aves amenazadas (Carroll *et al.* 2011), disminuir el flujo de sedimentos suspendidos y de materia orgánica particulada (MOP) y mejorar la composición del carbono orgánico disuelto (COD) (Holden *et al.* 2007, Wilson *et al.* 2011a). También estabilizaron los flujos de base y aumentaron el promedio del nivel freático (Wilson *et al.* 2010, Bellamy *et al.* 2012). En las turberas de Rourgeri a pesar de que las presas de relleno de turba colapsaron y se volvieron inestables con cada evento de precipitación fuerte y con el flujo lateral del drenaje, gracias a que fueron combinadas con presas de concreto, se logró generar un espejo de agua de más de 200 has, atrayendo a vertebrados indicadores (Xiaohong *et al.* 2012).

Las presas en general no fueron muy efectivas en disminuir la concentración de COD a escala de cuenca, debido a que a medida que aumenta el orden de las corrientes, se observa evidencia de fugas en los bloqueos de los tributarios de menor orden, añadiendo agua con concentración alta de COD a la siguiente corriente donde descarga (Turner *et al.* 2013). Igualmente no fueron efectivas para mejorar las condiciones físicas de la

turba, pues la densidad aparente, la porosidad y la conductividad hidráulica mantuvieron diferencias significativas con respecto a turberas de referencia no perturbadas, incluso 23 años después de la aplicación de los bloqueos (Schimelpfenig *et al.* 2014).

Con respecto a las técnicas de revegetación, se han aplicado de manera individual o combinada con la siembra directa de semillas, dispersión de diásporas de musgos, aplicación de materia orgánica triturada, trasplante de juncias, siembra de esquejes y estabilización de pendientes con redes de yute o con materia orgánica triturada de ericáceas. El trasplante de juncos y cyperaceas y la siembra de esquejes y semillas casi siempre estuvo complementada con la aplicación de cal para aumentar el pH y fertilizantes para aportar micro y macronutrientes (Dixon *et al.* 2014). Sin embargo, en Bleaklow plateau en los Peninos del Sur, la aplicación de fertilizantes aumentó la concentración de COD en el flujo de base, por lo que se propuso que si la revegetación se acopla con un aumento del nivel freático, sin la utilización de enmiendas de síntesis química, entonces se podría lograr disminuir la concentración de COD (Quassim *et al.* 2014).

En el Rourgeri se utilizó la siembra directa de semillas protegidas de la herbivoría con cercados de alambre, lo que ayudó a que después de 5 años se registrara el aumento de especies vegetales típicas de turberas poco degradadas y la disminución de especies indicadoras de degradación (Xiaohong *et al.* 2012). Lo contrario ocurrió en turberas afectadas por minería en las montañas de Colorado, donde se presentó una baja tasa de germinación de las semillas y alta mortalidad de los brinzales. No obstante, el patrón y el tiempo de supervivencia sugieren que diferentes procesos pueden limitar el éxito de recolonización de cada especie (Cooper & McDonald 2000) (Figura 6).

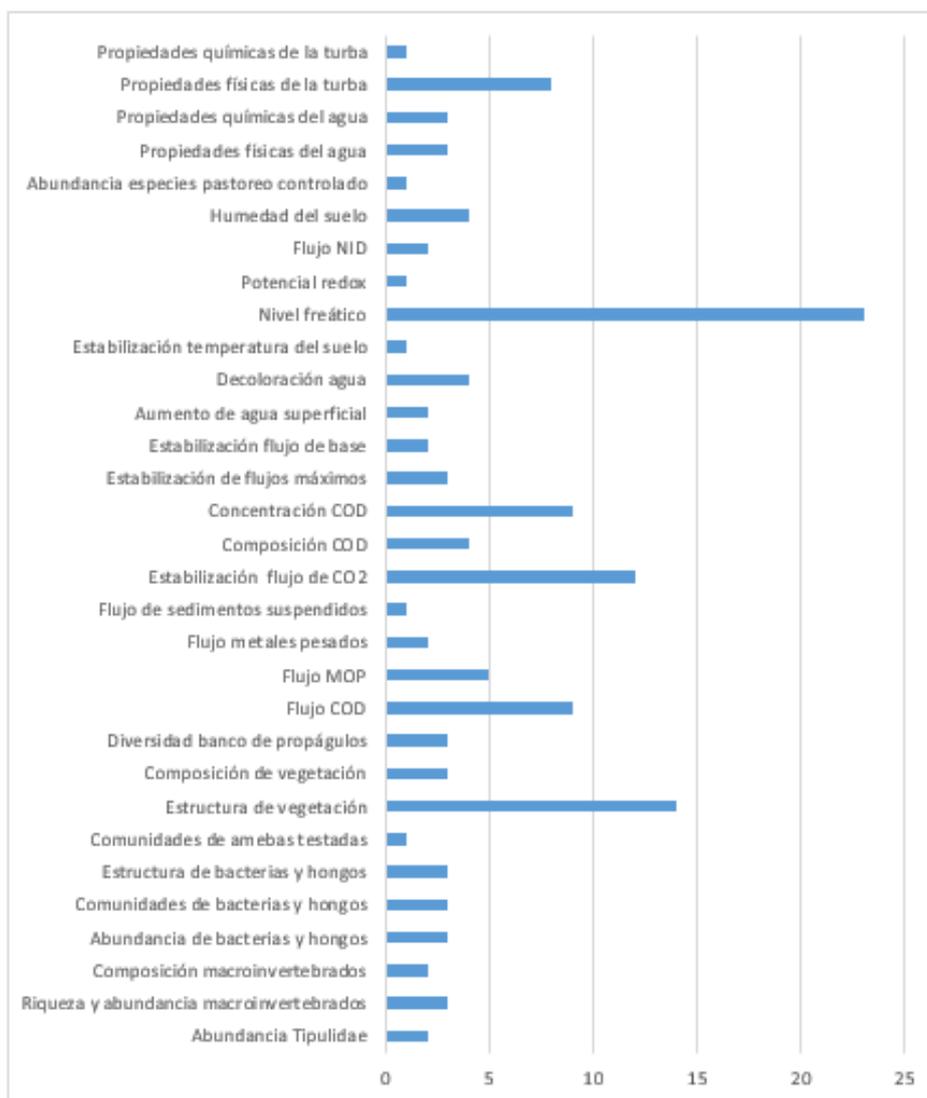


Figura 6. Indicadores utilizados para medir la efectividad de las técnicas de restauración ecológica en turberas alpinas y la frecuencia con que se utilizan.

La siembra directa de semillas y/o trasplante de especies estructurantes con adición de cal y fertilizantes, combinadas con la estabilización de las pendientes ya sea con redes de yute o con materia orgánica triturada de ericáceas fueron eficaces para aumentar en las turberas la probabilidad de un comportamiento como sumidero neto de CO₂ y para elevar los niveles freáticos (Worrall *et al.* 2011, Dixon *et al.* 2014), también para aumentar la fijación de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) y la estabilización de las proporciones entre Carbono y Nitrógeno (Edokpa *et al.* 2017), aumentar las poblaciones de hongos y bacterias con el subsecuente restablecimiento de la entrada de carbono fotosintético a través del crecimiento de las raíces (Elliot *et al.* 2015) y reducir los flujos de COP y de metales pesados (Shuttleworth *et al.* 2015).

De acuerdo con Andersen *et al.* (2016), una limitante de utilizar el trasplante de juncos y cyperáceas, plantines de arbustos y musgos, es que el material donante se encuentra en turberas en buen estado de conservación, las cuales casi siempre están incluidas en reservas o áreas protegidas donde la colecta de material biológico es restringido. Por ejemplo, actualmente en el sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, la colecta y/o manipulación de especímenes biológicos, requiere de un permiso especial que puede tardar meses en tramitarse.

En las turberas pobres de hierro de las montañas San Juan de Colorado, la aplicación de materia orgánica triturada influyó en la temperatura del suelo superficial y en la supervivencia de los musgos y de las cyperáceas sembradas. Es decir, la materia orgánica triturada aumentó significativamente el éxito de los esfuerzos de restauración de la vegetación (Chimner 2011). En cambio en Los Peninos, la transferencia de materia orgánica triturada por sí sola en los pisos, paredes e interfluvios de los barrancos no influyó durante el corto plazo en la estabilización de flujos de CO₂ del agua de los canales, ni en la disminución de la concentración de COD, ni en el aumento del nivel freático (Clay *et al.* 2012).

En referencia a la combinación de otras técnicas, en la puna boliviana se utilizó la combinación de presas de rocas en barrancas profundas con terrazas y zanjas de infiltración para el control de sedimentos y la escorrentía. Las presas de rocas aumentaron en las barrancas la abundancia y riqueza de la vegetación típica de los bofedales, aumentaron el nivel freático y promovieron la acumulación de sedimentos gruesos que rellenan paulatinamente los barrancos. Adicionalmente a escala de paisaje la combinación de las técnicas aumentaron la cobertura vegetal con respecto a sitios perturbados (Hartman *et al.* 2016).

Las quemadas rotacionales controladas han sido utilizadas también como técnica de manejo para intentar armonizar el desarrollo de la vegetación de los páramos con el pastoreo en el Reino Unido. Se viene desarrollando en las turberas alpinas ya hace más de 150 años. Usualmente ocurren en parches de 400m² y los ciclos varían de 8 a 25 años, dependiendo de la productividad, tipo de habitat, intensidad de pastoreo, y limitaciones gubernamentales (Ramchunder *et al.* 2013). Las quemadas se hacen para eliminar arbustos desarrollados, así como hierbas lignificadas e incentivar el desarrollo de nuevos rebrotes palatables para las ovejas. Las investigaciones realizadas en estos ambientes concluyen que sin importar el intervalo de tiempo

con que se realicen las quemas, afectan los flujos de C y N, así como el pH y la conductividad eléctrica en las turberas (Worrall *et al.* 2007, Ramchunder *et al.* 2013), sin embargo, no afectan la diversidad de macroinvertebrados cuando se realizan en largos periodos rotacionales (Ramchunder *et al.* 2013).

A medida que incrementa el intervalo de rotación de las quemas, la riqueza en los bancos de propágulos se mantiene pobre con presencia de especies comunes, pero a su vez aumenta la abundancia de *Sphagnum* y aumenta el banco de semillas de algunas juncias (Lee *et al.* 2013). En consecuencia se ha propuesto quemas de corta duración (cada 10 años) para mejorar la abundancia de especies de *Sphagnum* en la vegetación y rotaciones prolongadas (> 55 años) para mantener propágulos en la turba superficial (Lee *et al.* 2013).

Otra medida de manejo para promover la recuperación de características relevantes en las turberas alpinas y a la vez generar beneficios a las comunidades humanas de la alta montaña, es el pastoreo rotacional (Wilson *et al.* 2011b). Al igual que las quemas implica el impacto periódico sobre la vegetación y por creencias de los ganaderos se han drenado las turberas para ampliar las zonas de pastoreo, no obstante se ha determinado que las ovejas por ejemplo prefieren sitios secos, no drenados precisamente porque la humedad es baja, o en los márgenes de los drenajes donde crecen más arbustos pequeños y hierbas (Wilson *et al.* 2011b).

El pastoreo controlado en baja intensidad puede contribuir en la disminución de flujos y concentración de COD y de la decoloración del agua superficial, pero no es efectivo en aumentar el nivel freático en las turberas (Worrall *et al.* 2007). En el Rourgeri, el sobrepastoreo disminuye la diversidad de la vegetación a través de la homogeneización, pero cuando es moderado (menos de 1,5 cabezas/ha) permite el desarrollo de la biodiversidad y crea un gradiente de intensidad de pastoreo que favorece la heterogeneidad espacial (Xu *et al.* 2017).

Finalmente, en los páramos colombianos, uno de los efectos más graves sobre el suelo turboso después de experimentar incendios, fue la pérdida de materia orgánica, la cual afectó considerablemente otras propiedades como la densidad aparente, la porosidad y la estructura del suelo, la conductividad hidráulica y la permeabilidad. Lo anterior se relaciona con una reducción considerable de la capacidad de retención de humedad del suelo y un aumento de la susceptibilidad a la erosión (Camargo *et al.* 2012). En estas turberas

fue evaluada la regeneración natural y en el corto plazo no generó cambios significativos en la recuperación de las propiedades químicas y físicas del suelo (Loteró *et al.* 2010, Camargo *et al.* 2012).

Ningún proyecto especificó los costos financieros asociados a la aplicación de las técnicas de restauración y de los indicadores utilizados para medir su efectividad. Sin embargo, de acuerdo con Grand-Clement *et al.* (2015) el costo promedio para restaurar una ha de turbera en el Sur de Inglaterra es de 306 libras esterlinas, y de acuerdo con Andersen *et al.* (2016) este costo promedio en el occidente de Europa es de 2.800 libras esterlinas, 750 libras en Irlanda y 31.000 libras en Austria. Dos factores influyentes son la economía de escala debida a la magnitud de cada proyecto y el precio de la tierra en cada país.

Aplicación de técnicas de restauración ecológica en turberas de páramos de Colombia

En las 88 localidades evaluadas inclusive las turberas de Colombia, los disturbios más frecuentes fueron el sobrepastoreo, los drenajes y los barrancos, y el menos frecuente fue la minería a cielo abierto (Figura 7).

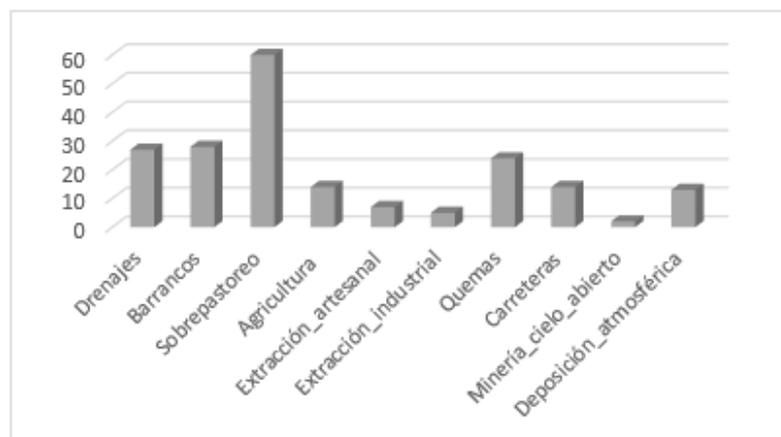


Figura 7. Frecuencia de disturbios registrados en las 88 localidades evaluadas, inclusive las turberas alpinas de Colombia.

El análisis de agrupamiento a través de distancia euclidiana, utilizando como variables las características físico-químicas, hidrología y vegetación de las turberas así como los disturbios que las han afectado, generó 4 grandes nodos al utilizar como medida de corte la altura de 1.5 (Figura 8). En los nodos 1 y 3 solo se agruparon localidades donde se han desarrollado técnicas de restauración ecológica, excluyendo a las localidades de Colombia donde no existen técnicas aplicadas, agrupando particularmente turberas ombrotáficas ubicadas en la región Palearctica y Australasia. En el nodo 4 sólo los trabajos ejecutados en las turberas minerotáficas de hierro de las montañas San Juan (Chimner 2011) se ubicaron al lado de 21 localidades de turberas alpinas de

Colombia, y en el nodo 2 se agruparon 14 localidades donde se desarrollaron técnicas de restauración con 14 de las 35 turberas colombianas registradas por Benavides & Vitt (Sin Publicar) que se encuentran en algún estado de degradación.

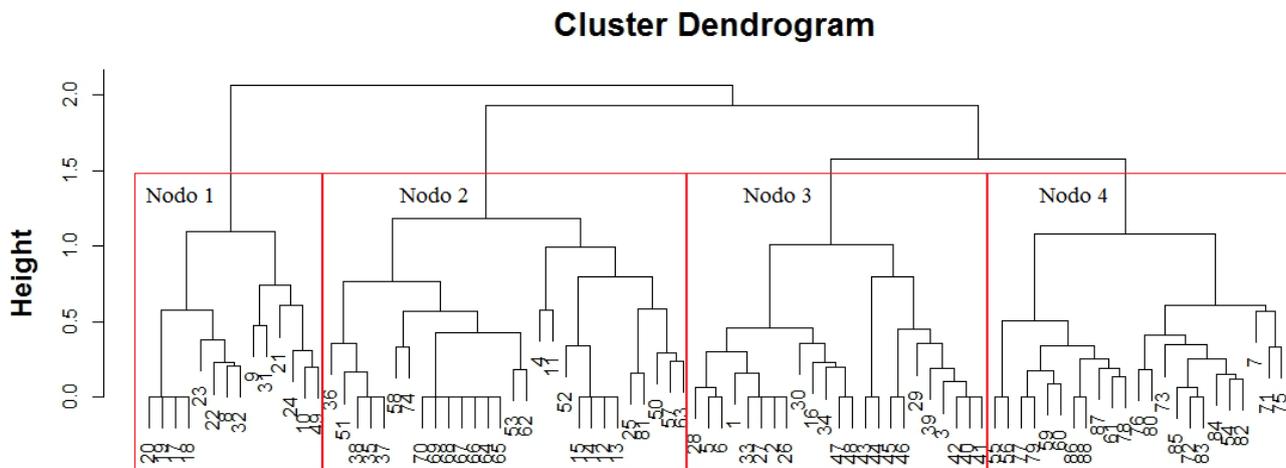


Figura 8. Agrupamiento de las turberas del mundo donde se han aplicado técnicas de restauración ecológica con las turberas colombianas sin restaurar.

Las turberas minerotróficas de hierro son turberas pobres en nutrientes y en algunos aspectos se parecen a las turberas ombrotróficas, es decir, a pesar de ser minerotróficas alimentadas con descargas de aguas subterráneas permanentemente, se generan en ambientes ácidos con un pH bajo debido a que el agua fluye a través de roca fracturada oxidando pirita y formando ácido sulfúrico (Cooper *et al.* 2002). Las turberas de Colombia que se agruparon en el nodo 4 con las turberas de hierro comparten la condición de ácidos, adicionalmente han sido afectadas por la construcción de carreteras al igual que las turberas de las montañas San Juan de Colorado. Por otro lado, la vegetación dominante tanto en las turberas de hierro como en las turberas de Colombia corresponde a especies de *Sphagnum* y juncias, por lo que se podría resumir que en el nodo 4 se agrupan turberas pobres, con vegetación dominada por *Sphagnum* y juncias y perturbadas por la construcción de carreteras.

Las carreteras que se construyen en o cerca a las turberas generalmente traen consigo una serie de impactos que alteran uno o más atributos que las componen. Si están diseñadas para el tráfico estacional de poca frecuencia y baja carga, las cuales son conocidas en Colombia como vías terciarias, pueden causar la remoción de la vegetación y la compactación de los estratos orgánicos de la superficie (Campbell & Berberon 2012), además pueden afectar los ciclos hidrológicos cuando los flujos del agua no se manejan adecuadamente

(Bocking 2015) y dependiendo del sustrato que se utilice para rellenar y elevar la carretera, se puede modificar las condiciones químicas del agua de escorrentía y afectar el balance biogeoquímico de la turbera (Bocking *et al.* 2017).

En países del Reino Unido por ejemplo, la construcción de vías flotantes se ha utilizado cada vez más en un esfuerzo por minimizar la excavación de turba profunda en las carreteras que requieren vehículos grandes donde no hay opción de trazarlas en los suelos de turba delgada (<1m profundidad) (Lindsay *et al.* 2016). Además los disturbios generados por las carreteras se pueden disminuir al mejorar los diseños para incluir múltiples alcantarillas que sean difíciles de bloquear por escombros, o sistemas de desagüe subterráneo que generen flujos de agua superficial y subterránea más naturales (Bocking *et al.* 2017).

Las rutas que se encuentran próximas a las turberas alpinas de Colombia (Benavides & Vitt 2014) principalmente son de tercer orden y conectan zonas veredales o áreas naturales protegidas, no son amplias y permanecen con suelo desnudo mezclado con vegetación herbácea. Restaurar turberas influenciadas por este tipo de tensionantes, demanda de la disposición del estado y de las comunidades que utilizan las vías, pues en algunas ocasiones se requiere el abandono y/o el desvío de la carretera en búsqueda de suelos ausentes de turba o poco profundos (Lindsay *et al.* 2016). De acuerdo con Campbell & Berberon (2012), la regeneración natural en turberas afectadas por carreteras de uso estacional puede tardar décadas en alcanzar un estrato de la vegetación y una riqueza de especies formadoras de turba similares a los sitios aledaños no perturbados, por lo cual se hace necesaria la revegetación activa para acelerar el proceso.

La revegetación en suelos desnudos tiene como objetivo inicial el establecimiento de especies vegetales que ayuden a retener la humedad y regular la temperatura del suelo, y propiciar condiciones para el arribo y establecimiento de otras especies productoras de turba (Cooper & McDonald 2000). De acuerdo con Chimner (2011), la aplicación de materia orgánica triturada mezclada con diásporas de *Sphagnum* o con trasplante de ciperáceas y una combinación de los dos, puede regular la temperatura del suelo en menos de cinco años disminuyendo los máximos diurnos y aumentando los mínimos nocturnos. Esta condición en ecosistemas alpinos es muy importante pues disminuye el levantamiento del suelo por la generación de escarcha en aguja.

El musgo usado para la restauración de turberas puede ser cortado en la parte superior (5-10cm) en fragmentos de más de 1cm y posteriormente ser extendido uniformemente en el área a restaurar. Las cyperáceas se colectan separando los rizomas, los cuales se plantan insertando una sección con al menos dos tallos unidos al suelo. La densidad varía de acuerdo con la disponibilidad de propágulos y las necesidades de cada sitio. Posteriormente se aplica el triturado de hierbas o de arbustos, libre de exóticas invasoras, estabilizado con una red que puede ser de yute (Chimner 2011, Dixon *et al.* 2014). La aplicación de enmiendas puede ser tan positiva como contraproducente en el desarrollo de la vegetación. En algunas ocasiones la fertilización puede ayudar al establecimiento de especies invasoras, pero en otros casos puede aumentar la cobertura de plantas vasculares con la subsecuente estabilización del microclima y el sustrato, lo que facilita el establecimiento de especies productoras de turba (Graf & Rochefort 2008). En otras ocasiones, el aporte de materia orgánica exógena estimula especies vasculares que desplazan competitivamente a las especies de *Sphagnum*, ralentizando los procesos sucesionales y por ende la fijación de carbono (Urbina & Benavides 2014).

Con respecto al nodo 2 del análisis de agrupamiento (Figura 5), allí se reúnen turberas minerotróficas con pH superior a 5,5 conocidas como turberas ricas, donde la riqueza de especies vegetales generalmente es mayor que en las turberas pobres y están dominadas por musgos verdaderos, juncias, hierbas, arbustos y/o cojines. Las turberas agrupadas en este nodo han sido afectadas principalmente por el drenaje y la ganadería. Durante las últimas décadas, en la mayoría de los complejos paramunos de Colombia, la producción de ganado de doble propósito (carne y leche) han sido el pilar de la economía familiar campesina (Useche de Vega & Márquez, 2015). No obstante, la ganadería en la mayoría de los ecosistemas alpinos genera compactación del suelo por pisoteo, disminución de la biodiversidad por la selección de especies vegetales que toleran la presencia del ganado, aportes exógenos de materia orgánica que favorecen la exclusión competitiva de especies formadoras de turba, disminución del banco de semillas y homogenización de hábitats (Cárdenas 2013, Urbina & Benavides 2014, Xu *et al.* 2017).

De acuerdo con Xu *et al.* (2017), la regeneración natural a través de la activación del banco de semillas en turberas alpinas sometidas a regímenes de pastoreo controlado con menos de 1,5 unidades de ganado por ha, no solamente eleva la diversidad beta y la abundancia de especies, sino que eleva la tasa de recambio de especies entre los sitios, si se compara con otras localidades sometidas a moderada o alta intensidad de

pastoreo. Sin embargo los efectos de esta técnica son controversiales, y depende también de las características locales del ambiente (suelo, clima, tipo e intensidad de disturbios) y de los aportes que se presenten a través de la dispersión de propágulos (Bossuyt & Honnay 2008).

Generalmente, a escala de paisaje los altos niveles históricos de pastoreo parecen explicar gran parte de la pobre condición de los sitios, no obstante, el sobrepastoreo está acompañado del drenaje de las turberas bajo la creencia de los ganaderos de que con los drenajes se aumenta el área efectiva de pasturas para el ganado, sin embargo para el caso de la ganadería ovina, los drenajes no tienen efecto alguno en el aumento de estas áreas pero si degradan las condiciones ecológicas de las turberas (Wilson *et al.* 2011b).

Cuando se bloquean los drenajes para restaurar los ciclos hidrológicos a través de las técnicas mencionadas previamente y se regula o elimina el tensionante de la ganadería y aun así la regeneración natural *per se* no es suficiente para activar, direccionar o acelerar el restablecimiento de las condiciones deseadas en las turberas, la adición de especies potenciales a través de la revegetación puede ser una alternativa para liberar estas sucesiones detenidas.

A pesar de que la técnica de revegetación impacta directamente sobre los procesos que se desarrollan en el acrotelmo, con el subsecuente aumento en la fijación del carbono atmosférico y producción de biomasa, es necesario mantener un catotelmo saludable en cada turbera, con la finalidad de que la materia orgánica pueda almacenarse en el suelo por largos periodos de tiempo y no se libere de nuevo a la atmosfera en formas químicas capaces de afectar la capa de ozono.

La restauración ecológica en las turberas alpinas neotropicales es incipiente y requiere de grandes esfuerzos por parte de la comunidad científica y las instituciones, inicialmente para evaluar los efectos que pueden ocasionar en los ciclos hidrológicos, la vegetación y la turba los tipos de disturbios que vienen degradando las turberas de los páramos, así como la magnitud, severidad y frecuencia de estos disturbios, sus efectos a escala local y las sinergias que puedan presentar con el cambio climático.

La regeneración natural no parece ser una técnica prometedora en este tipo de ambientes para recuperar aspectos funcionales en el corto y mediano plazo, no obstante, se requiere evaluar sus beneficios sobre los compartimentos de las turberas que han sido afectados por diferentes regímenes de disturbios y en los gradientes tanto elevacionales como latitudinales que pueden encontrarse en los ambientes alpinos neotropicales. El desarrollo de técnicas de restauración asistida que han sido aplicadas en ambientes alpinos de las regiones templadas y boreales, en la práctica deben ser aplicadas y probadas en las turberas de los páramos colombianos, pues han demostrado que tienen altas posibilidades de obtener resultados efectivos en el corto y mediano plazo para recuperar aspectos funcionales y estructurales de las turberas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Pontificia Universidad Javeriana por el soporte técnico. Esta investigación no recibió ninguna subvención específica de agencias de financiamiento en los sectores público, privado o sin ánimo de lucro.

CAPÍTULO III

3. CONCLUSIONES GENERALES

A pesar de que la degradación de las turberas en los páramos de la región Neotropical se infiere inició hace más de medio siglo, la información publicada con respecto a los procesos de restauración ecológica desarrollados en estos ambientes es incipiente cuando se compara con el número de trabajos realizados en otras regiones o en las planicies de las tierras bajas y en los pantanos boscosos (Andersen *et al.* 2016, Chimner *et al.* 2016, Graham *et al.* 2017). El inminente riesgo de pérdida y transformación que tienen las turberas alpinas por efecto del calentamiento global y los beneficios que ofrecen estos humedales a las poblaciones que habitan los sistemas de montaña y las tierras bajas circundantes, precisan ampliar los procesos de indagación en los mecanismos de respuesta de las turberas frente a las dinámicas de uso del suelo y las acciones de restauración.

La amplia utilización del enfoque de rehabilitación en las turberas alpinas, permite inferir que los rasgos funcionales de las especies y los servicios ecosistémicos que ofrecen las turberas son los atributos más importantes de restablecer para los tomadores de decisiones, más allá que intentar emular la riqueza y composición de especies similares al ambiente pre-disturbio.

Los drenajes de las turberas son los disturbios más frecuentemente revertidos a través de los enfoques y técnicas de restauración. Estos hacen sinergia con la agricultura y la ganadería y pueden afectar ostensiblemente la capacidad de las turberas en fijar carbono y regular el abastecimiento hídrico.

El restablecimiento de los ciclos hidrológicos es fundamental en los procesos de restauración ecológica de las turberas alpinas (Schumman & Joosten 2002), y cualquier intento para aplicar técnicas que van desde la regeneración natural hasta la revegetación, deben inicialmente contemplar el bloqueo de los drenajes existentes y garantizar que los niveles freáticos en épocas de estiaje se mantengan cerca de la superficie. Para esto las presas construidas de relleno completo de turba son las más costo-eficientes, a pesar de que en lugares donde se presentan precipitaciones muy altas o se presentan pendientes elevadas, deban ser reforzadas con madera.

A pesar de que en el presente trabajo no se incluyeron turberas colombianas afectadas por drenajes, ya se han identificado algunas turberas drenadas en la cordillera Oriental, las cuales han reducido su cobertura de *Sphagnum* y han sido invadidas por especies oportunistas, lo cual ha reducido su capacidad de almacenar agua y carbono (Benavides 2014). Un ejemplo es el pantano de Martos, cuyas dinámicas hidrológicas y ecológicas han sido afectadas por drenajes, fuego y la producción agropecuaria, y en donde se propuso su restauración a través de la revegetación con especies nativas de las laderas y márgenes del humedal y la instalación de presas de rocas y sacos de arena, presas de tablones de madera y una presa de concreto (IAvH 2011). Mencionada propuesta no ha sido ejecutada y para su diseño no se evaluó la capacidad del pantano en la producción de turba. Se propone que en localidades como el pantano de Martos, podría aplicarse las técnicas de bloqueo expuestas en el presente trabajo y evaluar su efectividad.

La revegetación es una técnica efectiva para aumentar el desarrollo de especies nodrizas o aumentar la riqueza y abundancia de especies vegetales productoras de turba, además promueve la capacidad de las turberas para fijar CO₂ y Nitrógeno Inorgánico Disuelto y ayuda a reducir los flujos de carbono orgánico particulado.

La regeneración natural de las turberas alpinas es un proceso lento debido a las condiciones climáticas y baja temperatura, y en algunas ocasiones inviable por la severidad de los regímenes de disturbio que las han afectado (fuego, sobrepastoreo, extracción de turba, entre otras). Se requiere más de 20 años para inferir con claridad si los procesos sucesionales están avanzando hacia sistemas ecológicamente funcionales o con una estructura y composición semejante a un sistema de referencia.

El presente trabajo corresponde a uno de los primeros intentos en proponer la aplicación de técnicas de restauración ecológica en las turberas de los páramos colombianos, a través de una revisión sistemática. No obstante, teniendo en cuenta que solo se propuso alternativas para las turberas evaluadas por Benavides y Vitt (Sin Publicar), es necesario investigar acerca de los regímenes de disturbios que han afectado a otras turberas del país, y proponer posibles alternativas de restauración ecológica.

4. LITERATURA CITADA

Andersen, R., Farrell, K., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. & Anderson, P. (2016). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 1-12.

Andrade, A., Rivera, M., Caicedo, D., Navarrete, F. & Camargo, L.F. (eds.) (2002a) *Política Nacional para Humedales interiores de Colombia, estrategias para su conservación y uso sostenible*. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá D.C., Colombia, 67 pp (in Spanish).

Andrade, A., Guzman, M., Tosse, O., Gnecco, M. & Fajardo, Z. (eds.) (2002b) *Programa para el manejo sostenible y la restauración ecológica de ecosistemas la alta montaña colombiana*. Ministerio del Medio Ambiente de Colombia. Bogotá D.C., 73 pp (in Spanish).

Armstrong, A., Holden J., Kay, P., Foulger, M., Gledhill, S., McDonald, A.T. & Walker, A. (2009) Drain-blocking techniques on blanket peat: A framework for best practice. *Journal of Environmental Management*, 90, 3512-3519.

Bellamy, P.E., Stephen, L., Maclean, S. & Grant, M. (2012) Response of blanket bog vegetation to drain-blocking. *Applied Vegetation Science*, 15, 129-135.

Benavides, J.C. (ed) (2013) *The changing face of Andean peatlands: the effects of climate and human disturbance on ecosystem structure and function*. Department of Plant Biology, Southern Illinois University, Carbondale, 251 pp.

Benavides, J.C. (2014) The effect of drainage on organic matter accumulation and plant communities of high-altitude peatlands in the Colombian tropical Andes. *Mires and Peat*, 15: 1-15.

Benavides, J.C. & Vitt, D.H. (2014) Response curves and the environmental limits for peat-forming species in the northern Andes. *Plant Ecology*, 215: 937-952.

Benavides, J.C. & Vitt, D.H. (Sin publicar) The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes.

Bocking, E.C. (ed.) (2015) *Analyzing the impacts of road construction on the development of a poor fen in Northeastern Alberta, Canada*. University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá, 78 pp.

- Bocking, E., Cooper, D. J., & Price, J. (2017) Using tree ring analysis to determine impacts of a road on a boreal peatland. *Forest Ecology and Management*, 404, 24-30.
- Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (2016) Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. In: Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) *Peatland restoration and ecosystem services, science, policy and practices*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 1-16 pp.
- Bonn, A., Reed, M., Evans, C., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Emmer, I., Cowenberg, J., Moxey, M., Artz, R., Tanneberger, F., von Unger, M., Smith, M., & Birnie, D. (2014) Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services*, 9, 54-65.
- Bradley, R.S., Vuille, M., HDiaz, H.F. & Vergara, W. (2006) Threats to water supplies in the tropical Andes. *Science*, 312, 1755-1756.
- Brown, L., Ramchunder, S., Beadle, J. & Holden, J. (2016) Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration. *Science of the Total Environment*, 361-372.
- Brown, S. & Lugo, A. (1994) Rehabilitation of Tropical Lands: A Key to Sustaining Development. *Restoration Ecology*, 2, 97-111.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008) Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19, 875-884.
- Bradshaw, A.D. (1987) The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan, W.R. III, Gilpin, M.E. & Aber J.D. (eds.) *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge (UK): Cambridge University Press, 53-74 pp.
- Buytaert, W., Celleri, R., De Bievre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J. & Hofstede, R. (2006a) Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth Science Reviews*, 79, 53-72.
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F. & Tobón, C. (2011) Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 19-33.
- Buytaert, W., Deckers, J., Wyseure, G. (2006b) Description and classification of nonallophanic Andosols in south Ecuadorian alpine grasslands (páramo). *Geomorphology*, 73, 207-221.

- Camargo, J.C., Dossman, M.A., Rodriguez, J.A., Arias, L.M. & Galvis-Quintero, J.H. (2012) Cambios en las propiedades del suelo, posteriores a un incendio en el Parque Nacional Natural de Los Nevados, Colombia. *Acta Agronómica*, 61, 151-165.
- Campbell, D. & Bergeron, J. (2012) Natural Revegetation of Winter Roads on Peatlands in the Hudson Bay Lowland, Canada. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 14, 155-163.
- Campen, R. (2010) Peat restoration in the Peak District. *The Biologist*, 57, 215-219
- Cárdenas, C. (ed) (2013) *El fuego y el pastoreo en el páramo húmedo de Chingaza (Colombia): efectos de la perturbación y respuestas de la vegetación*. Universidad Autónoma de Barcelona, 135 pp (in Spanish).
- Carroll, M.J., Dennis, P., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C. (2011) Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies. *Global Change Biology*, 17, 2991-3001.
- Ceccon, E. (ed) (2013) *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, España, 290 pp (in Spanish).
- Chimner R.A. & Karberg, J.M. (2008) Long-term carbon accumulation in two tropical mountain peatlands, Andes Mountains, Ecuador. *Mires and Peat*, 3, 1-10.
- Chimner, R.A. (2011) Restoring sedges and mosses into frost heaving iron fens, San Juan Mountains, Colorado. *Mires and Peat*, 8, 1-10.
- Chimner, R.A., Cooper, D.J., Wurster, F.C. & Rochefort, L. (2016) An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years?. *Restoration Ecology*, 1-11.
- Choi, Y.D., 2007. Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15, 351-353.
- Clay, G., Dixon, S., Evans, M., Rowson, J. & Worrall, F. (2012) Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies. *Earth Surfaces Process and Landforms*, 37, 562-571.
- Cleef, A.M. (1981) The vegetation of the páramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Mededelingen van het Botanisch Museum en Herbarium van de Rijksuniversiteit te Utrecht*, 481, 1-320.

- Cooper, D.J., McDonald, L., Wenger, S.K. & Woods, S.W. (1998) Hydrologic restoration of a fen in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Wetlands*, 18, 335-345.
- Cooper, D.J. & McDonald, L. (2000) Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology*, 8 103-111.
- Cooper, D.J., Wolf, E.C., Colson, C., Vergin, W., Granda, A. & Meyer, M. (2010) Alpine peatlands of the Andes, Cajamarca, Perú. *Artic, Antartic and Alpine Research*, 42, 19-33.
- Cooper, D.J., Andrus, R.A. & Arp, C.D. (2002) *Sphagnum balticum* in a Southern Rocky Mountains iron fen. *Madrono*, 49, 186-188.
- Dangles, O., Rabatel, A., Kraemer, M., Zeballos, G., Soruco, A., Jacobsen, D. & Anthelme, F. (2017) Ecosystem sentinels for climate change? Evidence of wetland cover changes over the last 30 years in the tropical Andes. *PLoS ONE*, 12, 1-22.
- Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I.M. & Bonn, A. (2014) Restoration effects on water table depths and CO₂ fluxes from climatically marginal blanket bog. *Biogeochemistry*, 118, 159-176.
- Draper, F., Roucoux, K., Lawson, I., Mitchard, E., Coronado, E., Lähteenoja, O., Montenegro, L., Valderrama, E., Zárate, R. & Baker, T. (2014) The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environmental Research Letters*, 9, 1-12.
- Edokpa, D., Evans, M., Allot, T., Pilkington, M. & Rothwell, J. (2017) Peatland restoration and the dynamics of dissolved nitrogen in uplandfreshwaters. *Ecological Engineering*, 106, 44-54.
- Elliot, D., Caporn, S., Nwaishi, F., Nilsson, R.H. & Sen, R. (2015) Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation. *PLoS ONE*, 10, 1-20.
- Evans, K. & Guariguata, M. (2016) *Éxito desde la base, el monitoreo participativo y la restauración de bosques*. *Documentos ocasionales 167*, CIFOR, Bolivia, 56 pp.
- Evans, M., Allot, T., Holden, J., Flitcroft, C. & Bonn, A. (2005) *Understanding Gully Blocking in Deep Peat*. Moors for the future Partnerships, Castleton, United Kingdom, 105 pp.
- Flores-Lopez, F., Galitsi, S.E., Escobar, M. & Purkey, D. (2016) Modeling of Andean Páramo Ecosystems' Hydrological Response to Environmental Change. *Water*, 8, 1-18 pp.

- Franco-Vidal, L., Delgado, J., & Andrade, G. (2013) Factores de la vulnerabilidad de los humedales altoandinos de Colombia al cambio climático global. *Cuadernos de geografía, Revista Colombiana de Geografía*, 22, 69-85.
- Gonzales, E. & Rochefort, L. (2014) Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279-290.
- Good, R. & McDonald, T. (2016) Alpine restoration in the NSW Snowy Mountains: Interview with Roger Good. *Ecological Management and Restoration*, 17, 8-21.
- Graff, M.D. & Rochefort, L. (2008) Techniques for restoring fen vegetation on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science*, 11, 521-528.
- Grand-Clement, E., Anderson, K., Smith, D., Angus, M., Luzcombe, D.J., Gatis, N., Bray, L.S. & Brazier, R.E. (2015) New approaches to the restoration of shallow marginal peatlands. *Journal of Environmental Management*, 161, 417-430.
- Hartman, B.D., Bookhagen, B. & Chadwick., O.A. (2016) The effects of check dams and other erosion control structures on the restoration of Andean bofedal ecosystems. *Restoration Ecology*, 24, 761-772.
- Henderson, A., Churchill, S.P. & Luteyn, J. L. (1991) Neotropical plant diversity: Are the northern Andes richer than the Amazon Basin. *Nature*, 351, 21-22.
- Hofstede, R., Segarra, P. & Mena, P.V. (2003) *Los páramos del Mundo*. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia, Quito, 82 pp.
- Holden, J. (2005) Peatland hydrology and carbon release: Why small-scale process matters. *Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 363, 2891-2913.
- Holden, J., Chapman, P.J. & Labadz, J.C. (2004) Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, 28, 95-123.
- Holden, J., Gascoin, M. & Bosanko, N.R (2007) Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth Surface Process and Landforms*, 32, 1547-1557.
- Holl, K.D. & Aide, T.M. (2011) When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management*, 261, 1558-1563.

Hribljan, J. A., Suarez, E., Bourgeau-Chavez, L., Endres, S., Lilleskov, E. A., Chimbolema, S. & Chimner, R. A. (2017) Multi-date, multi-sensor remote sensing reveals high density of carbon-rich mountain peatlands in the páramo of Ecuador. *Global change biology*, 23, 5412-5425.

IAvH-Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (2011) *Plan de restauración ecológica del Pantano de Martos incluyendo modelos de restauración definidos y explícitos para la región, teniendo en cuenta el contexto regional*. Secretaria de Ambiente de Cundinamarca-Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 62 pp.

Iturraspe, R. (2010) *Las turberas de tierra del fuego y el cambio climático global*. Fundación para la Conservación y el Uso Sostenible de los Humedales / Wetlands International, Buenos Aires, 26 pp.

Joosten, H. (2009) *The global peatland CO₂ picture, peatland status and emissions in all countries of the world*. Wetlands International, Ede, 35 pp.

Joosten, H. (2016) Peatlands across the globe. In: Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) *Peatland restoration and ecosystem services, science, politics and practices*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 19-44 pp.

Joosten, H. & Clarke, D. (2002) *The Wise Use of Mires and Peatlands - Background and Principles Including a Framework for Decision-making*. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Totnes, United Kingdom, 304 pp.

Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J. & Smith, P. (2016) The role of peatlands in climate regulation. In: Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) *Peatland restoration and ecosystem services, science, politics and practices*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 63-76 pp.

Körner, C. (2003) *Alpine plant life – Functional ecology of high mountain ecosystems*. Second Edition, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 348 pp.

Körner, C. (2004) Mountain Biodiversity, Its Causes and Function. *Ambio Special Report*, 13, 11-17.

Körner, C. (2012) *Alpine treelines, functional ecology of the global high elevation tree limits*. Springer, Basel, 233 pp.

Körner, C., Paulsen, J. & Spehn, E. (2011) A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. *Alp Botany*, 121, 73-78.

- Körner, C., Jetz, W., Paulsen, J., Payne, D., Rudmann-Maurer, K. & Spehn, E.V. (2017) A global inventory of mountains for bio-geographical applications. *Alp Botany*, 127, 1-15.
- Labadz, J., Allot, T., Evans, M., Butcher, D., Billet, M., Stainer, S., Yallop, A., Jones, P., Innerdale, M., Harmon, N., Maher, K., Bradbury, R., Mount, D., O'Brien, H. & Hart, R. (2010) *Peatland hydrology*. Draft Scientific Review, IUCN UK Peatland Programme's Commission of Inquiry on Peatlands, 52 pp.
- Lee, H., Alday, J., Rosenburgh, A., Harris, M. & McAllister, H. (2013) Change in propagule banks during prescribed burning: A tale of two contrasting moorlands. *Biological Conservation*, 165, 187-197.
- Lindsay, R., Birnie, R. & Clough, J. (2016) *Tracks across peatlands*. IUCN UK Committee Peatland Programme, Briefing Note No 12, 7 pp.
- Lotero, J., Trujillo, L., Vargas, W. & Castellanos, O. (eds.) (2010) *Restauración ecológica en páramos del Parque Nacional Natural Los Nevados*. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogotá D.C., Colombia, 152 pp (in Spanish).
- McDougall, K.L. (2005) Recovery of an eroding peat surface on the Bogong High Plains, Victoria. *Ecological Management and Restoration*, 6, 217-219.
- Messerli, B., Viviroli, D. & Weingartner, R. (2004) Mountains of the World: Vulnerable Water Towers for the 21st Century. *Ambio Special Report*, 13, 29-34.
- Miettinen, J., & Liew, S.C. (2010) Degradation and development of peatlands in Peninsular Malaysia and in the islands of Sumatra and Borneo since 1990. *Land Degradation Development*, 21, 285-296.
- Morueta-Holme, N., Engemann, K., Sandoval-Acuña, P., Jonas, J. D., Segnitz, R. M., & Svenning, J. C. (2015) Strong upslope shifts in Chimborazo's vegetation over two centuries since Humboldt. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 12741-12745.
- Murcia, C. & Guariguata M.R. (eds.) (2014) *La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades*. Documentos Ocasionales 107, CIFOR, Bogor, Indonesia, 86 pp (in Spanish).
- Ospina, O., Vanegas, S., Escobar, G., Ramirez, W. & Sánchez, J. (eds.) (2015) *Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Disturbadas*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá D.C., Colombia, 97 pp (in Spanish).

Page, S., Hoscito, A., Wösten, H., Jauhiainen, J., Silvius, M., Rieley, J., Ritzema, H., Tansey, K., Graham, L., Vasander, H. & Limin, S. (2009) Restoration Ecology of Lowland Tropical Peatlands in Southeast Asia: Current Knowledge and Future Research Directions. *Ecosystems*, 12, 888-905.

Page, S.E. & Baird, A.J. (2016) Peatlands and Global Change: Response and Resilience. *Annual Review of Environment and Resources*, 35-60.

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. (2011) A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333, 988-993.

Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M., & Stringer, L. (eds.) (2008) *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, 215 pp.

Posa, M., Wijedasa, L. & Corlett, R. (2011) Biodiversity and conservation of tropical peat swamp forest. *BioScience*, 61, 49-57.

Price, J., Evans, C., Evans, M., Allot, T. & Shuttleworth, E. (2016) Peatland restoration and hidrology. In: Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) (2016) *Peatland restoration and ecosystem services, science, politics and practices*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 77-94 pp.

Qassim, S.M., Dixon, S.D., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M. & Bonn, A. (2014) A 5-year study of the impact of peatland revegetation upon DOC Concentrations. *Journal of Hydrology*, 519, 3578-3590.

Ramchunder, S., Brown, L. & Holden, J. (2013) Rotational vegetation burning effects on peatland stream ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 50, 636-648.

Rehm, E. & Feeley, K. (2015) The inability of tropical cloud forest species to invade grasslands above treeline during climate change: potential explanations and consequences. *Ecography*, 38, 1167-1175.

Ripley & Murdoch (2017) R 3.4.1 for Windows. <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/old/3.4.1/>.

Rocheftort, L. & Andersen, R. (2017) Global Peatland Restoration after 30 years: where are we in this mossy world?. *Restoration Ecology*, 25, 269-270.

Sarmiento, C., Cadena, C., Sarmiento, M., Zapata, J. & León, O. (eds.) (2013) *Aportes a la conservación estratégica de los páramos de Colombia: actualización de la cartografía de los complejos de páramo a escala*

1:100.000. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., Colombia, 46 pp (in Spanish).

Sarmiento, C. & León, O. (eds.) (2015) *Transición bosque-páramo, bases conceptuales y métodos para su identificación en los Andes colombianos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá D.C., Colombia, 156 pp (in Spanish).

Schimelpfenig, D.W., Cooper, D.J. & Chimner, R.A. (2014) Effectiveness of Ditch Blockage for Restoring Hydrologic and Soil Processes in Mountain Peatlands. *Restoration Ecology*, 22, 257-265.

Schumann, M. & Joosten, H. (eds.) (2008) *Global Peatland Restoration Manual*. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Germany, 68 pp.

Shuttleworth, E.L., Evans, M., Hutchinson, S.M. & Rothwell, J.M. (2014) Peatland restoration: controls on sediment production and reductions in carbon and pollutant export. *Earth Surface Process and Landforms*, 40, 459-472.

Sklenár, P. & Jørgensen, P. (1999) Distribution patterns of páramo plants in Ecuador. *Journal of Biogeography*, 26, 681-691.

Sklenár, P. & Ramsay, P. (2001) Diversity of zonal páramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions*, 7, 113-124.

Smith, A.P. & Young, T. (1994) Tropical alpine plant ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 137-158.

Society for Ecological Restoration (SER) International (2004) *Principios de SER Internacional sobre la Restauración Ecológica*. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas, Tucson, USA, 15 pp (in Spanish).

Squeo, F.A., Warner, B.G., Aravena, R. & Espinoza, D. (2006) Bofedales: high altitude peatlands of the central Andes. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 245-255.

Tovar, C., Arnillas, C. A., Cuesta, F., & Buytaert, W. (2013) Diverging responses of tropical Andean biomes under future climate conditions. *PloS One*, 8 (5), e63634.

Turner, E.K., Worrall, F. & Burt, T.P. (2013) The effect of drain blocking on the dissolved organic carbon (DOC) Budget of an upland peat catchment in the UK. *Journal of Hydrology*, 479, 169-179.

- Urbina, J. & Benavides, J.C. (2015) Simulated Small Scale Disturbances Increase Decomposition Rates and Facilitates Invasive Species Encroachment in a High Elevation Tropical Andean Peatland. *Biotropica*, 47, 143-151.
- Useche de Vega, D. & Marquez, S. (2015) Diagnóstico socioambiental de la producción agrícola en el páramo de Rabanal (Colombia) como base para su reconversión agroecológica. *Ciencia y Agricultura*, 2, 27-37.
- van der Hammen, T. & Cleef, A.M. (1986) Development of the high andean páramo flora and vegetation. In: Vuilleumier, F. & Monasterio, M. (eds.) High Altitude Tropical Biogeography. Oxford University Press, New York, 153-201 pp.
- Vitt, D. (2006) Functional Characteristics and Indicators of Boreal Peatlands. In: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (eds.) *Boreal peatland ecosystems*. Springer, Heidelberg, Germany, 9-24 pp.
- Viviroli, D., Weingartner, R. & Messerli, B. (2003) Assessing the hydrological significance of the world's mountains. *Mountain Research and Development*, 23, 32-40.
- Viviroli, D., Messerli, B., Schädler, B., Weingartner, R. (2009) Water towers in a changing world. In: Kohler, T. & Maselli, D. (eds.) *Mountains and Climate Change - From Understanding to Action*. Geographica Bernensia-Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC). Bern, Switzerland, 12-19 pp.
- Wieder, R.K., Vitt, D.H & Benscoter, B. (2006) Peatlands in the Boreal forest. In: Wieder, R.K. & Vitt, D.H. (eds.) *Boreal peatland ecosystems*. Springer, Heidelberg, Germany, 1-8 pp.
- Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A. & Morris, M. (2010) Recovery of water tables in Welsh blanket bog after drain blocking: Discharge rates, time scales and the influence of local conditions. *Journal of Hydrology*, 391, 377-386. .
- Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Jhonstone, I., Armstrong, A. & Morris, M. (2011a) Ditch blocking, water chemistry and organic carbon flux: Evidence that blanket bog restoration reduces erosion and fluvial carbon loss. *Science of the Total Environment*, 409, 2010-2018.
- Wilson, L., Wilson, J. & Jhonstone, I. (2011b) The effect of blanket bog drainage on habitat condition and on sheep grazing, evidence from a Welsh upland bog. *Biological Conservation*, 144, 193-201.
- Worrall, F., Rowson, J.G., Evans, M., Pawson, R., Daniels, S. & Bonn, A. (2011) Carbon fluxes from eroding peatlands - the carbon benefit of revegetation following wildfire. *Earth Surface Process and Landforms*, 36, 1487-1498.

Xiang, S., Guo, R., Wu, N. & Sun, S. (2009) Current status and future prospects of Zoige Marsh in Eastern Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Engineering*, 35, 553-562.

Xiaohong, Z., Hongyu, L., Baker, C. & Graham, S. (2012) Restoration approaches used for degraded peatlands in Ruorgai (Zoige), Tibetan Plateau, China, for sustainable land management. *Ecological Engineering*, 38, 86-92.

Xu, L., Cao, Y., Li, W., Cheng, Y., Quin, T., Zhou, Y. & Fan, L. (2017) Maintain spatial heterogeneity, maintain biodiversity-a seed bank study in a grazed alpine fen meadow. *Land Degradation and Development*, 28, 1376-1385.

Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D.P., Beilman, D.W. & Hunt, S.J. (2010) Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letter*, 37, 1-5.

5. ANEXOS

5.1 Apéndice 1. Matriz con tipos de enfoques de restauración, técnicas aplicadas, y su efectividad

No Artículo	Tipo documento	No Localidad	Autor(es)	Año publicación	Titulo	Editor	Países	Ecoregión(es)	Localidad	Enfoque de restauración			Escala temporal de técnicas aplicadas (año(s) a los)			Técnica(s) de manejo aplicad(a)s																									
										RE	REH	REC	Corto (5)	Mediano (5-10)	Largo (>10)	Bloqueo de drenaje No especificado	Bloqueo de drenaje No especificado	Presas de fardo de heno	Presas de relleno directo de	Presas de sacos rellenos	Presas de pilote de	Presas de madera contrachapada	Presas de tabloneras de madera	Presas de rocas	Presas de chapa galvanizada de 12cm de anchura	Presas de concreto	Presas de sacos plásticos llenos de arena y	Aislamiento con cercado de alambre	Torrazos contra la pendiente	Zanjar para sedimento y	Transferencia de mulch										
1	Artículo indexado	1	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Palaéctica	The Flow Country	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
1	Artículo indexado	2	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Palaéctica	The Flow Country	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
2	Artículo indexado	3	Brown, L.E., Ramchunder, S., Beadie, J.M., Holden, J.	2016	Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration	Science of the Total Environment	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
3	Artículo indexado	4	Camargo, J.C., Dussman, M.A., Rodríguez, J.A., Arias, L.M. & Galvis Quintero, J.H.	2012	Cambios en las propiedades del suelo, posteriores a un incendio en el Parque Nacional Natural de Los Nevados, Colombia	Acta Agronomica	Colombia	Neotrópico	Parque Nacional Natural Los Nevados	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
4	Artículo indexado	5	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
4	Artículo indexado	6	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Gales	Palaéctica	Lake Wymny	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5	Artículo indexado	7	Chimner, R.A.	2011	Restoring sedges and mosses into frost heaving iron fens, San Juan Mountains, Colorado	Mires and Peat	USA	Neártica	San Juan Mountain	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
6	Artículo indexado	8	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
6	Artículo indexado	9	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6	Artículo indexado	10	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
7	Artículo indexado	11	Cooper, D.J., MacDonald, L.H., Wenger, S.K. & Woods, S.W.	1998	Hydrologic restoration of a fen in rocky mountain National Park, Colorado, USA	Wetlands	USA	Neártica	Rocky Mountain National Park	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
8	Artículo indexado	12	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
8	Artículo indexado	13	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
8	Artículo indexado	14	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Artículo indexado	15	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	Artículo indexado	16	Crowe, S.K., Evans, M.G., Allott, T.	2008	Geomorphological controls on the re-vegetation of erosion gullies in blanket peat: implications for bog restoration	Mires and Peat	Inglaterra	Neártica	The Pennines	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	Artículo indexado	17	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	Artículo indexado	18	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	Artículo indexado	19	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
10	Artículo indexado	20	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
11	Artículo indexado	21	Edolpa, D., Evans, M., Allott, T., Pilkington, M., & Rothwell, J.	2017	Peatland restoration and the dynamics of dissolved nitrogen in upland freshwaters	Ecological Engineering	Inglaterra	Palaéctica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

No Artículo	Tipo documento	No Localidad	Autor(es)	Año publicación	Título	Editor	País(es)	Ecoregión(es)	Localidad	Enfoque de restauración			Escala temporal de técnicas aplicadas (plazo)			Técnica(s) de manejo aplicadas											
										RE	REH	REC	Corto (<5)	Mediano (5-10)	Largo (>10)	Dispersión de diásporas de musgos	Siembradirecta de semillas	Aplicación de cal y fertilización	Siembraplantines especies	Transplante de rizomas	Siembrade esquejes	Estabilización con redes de yute	Estabilización con mulch de Ericáceas	Quema rotacional de vegetación	Pastoreo rotacional baja	Regeneración natural	
										0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	Artículo indexado	1	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Paleártica	The Flow Country	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
1	Artículo indexado	2	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Paleártica	The Flow Country	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	Artículo indexado	3	Brown, L.E., Ramchunder, S., Beadle, J.M., Holden, J.	2016	Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration	Science of the Total Environment	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	Artículo indexado	4	Camargo, J.C., Dussman, M.A., Rodríguez, J.A., Arias, L.M. & Galvis-Quintero, J.H.	2012	Cambios en las propiedades del suelo, posteriores a un incendio en el Parque Nacional Natural de Los Nevados, Colombia	Acta Agronómica	Colombia	Neotrópico	Parque Nacional Natural Los Nevados	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
4	Artículo indexado	5	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Artículo indexado	6	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	Artículo indexado	7	Chimner, R.A.	2011	Restoring sedges and mosses into frost heaving iron fens, San Juan Mountains, Colorado	Mires and Peat	USA	Neártica	San Juan Mountain	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Artículo indexado	8	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Artículo indexado	9	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Artículo indexado	10	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
7	Artículo indexado	11	Cooper, D.J., MacDonald, L.H., Wenger, S.K. & Woods, S.W.	1998	Hydrologic restoration of a fen in rocky mountain National Park, Colorado, USA	Wetlands	USA	Neártica	Rocky Mountain National Park	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Artículo indexado	12	Cooper, D.J. & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Artículo indexado	13	Cooper, D.J. & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Artículo indexado	14	Cooper, D.J. & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
8	Artículo indexado	15	Cooper, D.J. & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
9	Artículo indexado	16	Crowe, S.K., Evans, M.G., Allott, T.	2008	Geomorphological controls on the revegetation of erosion gullies in blanket peat: implications for bog restoration	Mires and Peat	Inglaterra	Neártica	The Pennines	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
10	Artículo indexado	17	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	Artículo indexado	18	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	Artículo indexado	19	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
10	Artículo indexado	20	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
11	Artículo indexado	21	Edokpa, D., Evans, M., Allott, T., Pilkington, M., & Rothwell, J.	2017	Peatland restoration and the dynamics of dissolved nitrogen in upland freshwater	Ecological Engineering	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
12	Artículo indexado	22	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	Artículo indexado	23	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
12	Artículo indexado	24	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
13	Artículo indexado	25	Hartman, B., Bookhagen, B., Chadwick, O.	2016	The effects of check dams and other erosion control structures on the restoration of Andean bofedal ecosystems	Restoration Ecology	Bolivia	Neotrópico	Tapacarí	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	Artículo indexado	26	Holden, J., Gascoin, M., Bosanko, N.	2007	Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	Artículo indexado	27	Holden, J., Gascoin, M., Bosanko, N.	2007	Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands	Earth Surface Processes and Landforms	Escocia	Paleártica	Bar Hill & Clackloch Beag	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

5.2 Apéndice 2. Información turberas degradadas en páramos colombianos (Benavides & Vitt, sin pub.)

No Localidad	Autores	Año	Título	Editor	País	Región	Localidad	Ombro trófico	Minero trófico	PH <5.5	PH >5.5	Oligot rófico	Mesot rófico	<i>Sphagnum s p</i>
1	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Paleártica	The Flow Country	1	0	1	0	1	0	1
2	Bellamy, P., Stephen, L., Maclean, I.S., & Grant, M.	2012	Response of blanket bog vegetation to drain-blocking	Applied Vegetation Science	Escocia	Paleártica	The Flow Country	1	0	1	0	1	0	1
3	Brown, L.E., Ramchunder, S., Beadle, J.M., Holden, J.	2016	Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration	Science of the Total Environment	Inglaterra	Neártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
4	Camargo, J.C., Dussman, M.A., Rodríguez, J.A., Arias, L.M. & Galvis-Quintero, J.H.	2012	Cambios en las propiedades del suelo, posteriores a un incendio en el Parque Nacional Natural de Los Nevados, Colombia	Acta Agronómica	Colombia	Neotrópico	Parque Nacional Natural Los Nevados	0	1	1	0	0	1	1
5	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
6	Carroll, J., Peter, D., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D.	2011	Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies	Global Change Biology	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	1	0	1	0	1	0	1
7	Chimner, R.A.	2011	Restoring sedges and mosses into frost heaving iron fens, San Juan Mountains, Colorado	Mires and Peat	USA	Neártica	San Juan Mountain	0	1	1	0	0	1	1
8	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
9	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall, F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
10	Clay, G.D., Dixon, S., Evans, M., Rowson, G., & Worrall F.	2012	Carbon dioxide fluxes and DOC concentrations of eroding blanket peat gullies	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
11	Cooper, D.J., MacDonald, L.H., Wenger, S.K. & Woods, S.W.	1998	Hydrologic restoration of a fen in rocky mountain National Park, Colorado, USA	Wetlands	USA	Neártica	Rocky Mountain National Park	0	1	0	1	1	0	0
12	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	1	0
13	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	1	0
14	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	1	0
15	Cooper, D.J., & MacDonald, L.H.	2000	Restoring the Vegetation of Mined Peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A.	Restoration Ecology	USA	Neártica	South Park-Mosquito Range	0	1	0	1	0	1	0
16	Crowe, S.K, Evans, M.G., Allott, T.	2008	Geomorphological controls on the re-vegetation of erosion gullies in blanket peat: implications for bog restoration	Mires and Peat	Inglaterra	Neártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
17	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
18	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
19	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
20	Dixon, S., Quassim, S., Rowson, J., Worrall, F., Evans, M., Boothroyd, I., & Bonn, A.	2013	Restoration effects on water table depths and CO2 fluxes from climatically marginal blanket bog	Biogeochemistry	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0

No Localidad	Autores	Año	Título	Editor	País	Región	Localidad	Ombrotrófico	Minero trófico	PH <5.5	PH >5.5	Oligotrófico	Mesotrófico	<i>Sphagnum</i> s p
21	Edokpa, D., Evans, M., Allot, T., Pilkington, M., & Rothwell, J.	2017	Peatland restoration and the dynamics of dissolved nitrogen in upland freshwaters	Ecological Engineering	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
22	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
23	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
24	Elliot, D., Caporn, S.J., Nwaishi, F., Nilsson, R.H., & Sen, R.	2015	Bacterial and Fungal Communities in a Degraded Ombrotrophic Peatland Undergoing Natural and Managed Re-Vegetation	PLoS ONE	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
25	Hartman, B., Bookhagen, B., Chadwick, O.	2016	The effects of check dams and other erosion control structures on the restoration of Andean bofedal ecosystems	Restoration Ecology	Bolivia	Neotrópico	Tapacarí	0	1	0	1	0	1	0
26	Holden, J., Gascoine, M., Bosanko, N.	2007	Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands	Earth Surface Processes and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
27	Holden, J., Gascoine, M., Bosanko, N.	2007	Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands	Earth Surface Processes and Landforms	Escocia	Paleártica	Bar Hill & Clar Loch Beag	1	0	1	0	1	0	1
28	Holden, J., Wallage, Z.E., Lane, S.N., & McDonald, A.T.	2011	Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
29	Lee, H., Alday, J., Rosenburgh, A., Harris, M., McAllister, H., Marrs, R.	2013	Change in propagule banks during prescribed burning: A tale of two contrasting moorlands	Biological Conservation	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
30	Lee, H., Alday, J., Rosenburgh, A., Harris, M., McAllister, H., Marrs, R.	2013	Change in propagule banks during prescribed burning: A tale of two contrasting moorlands	Biological Conservation	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
31	McDougall, K.L.	2005	Recovery of an eroding peat surface on the Bogong High Plains, Victoria	Ecological Management and Restoration	Australia	Australasia	Bogong High Plains Victoria	1	0	1	0	1	0	0
32	Quassim, S.M., Dixon, S.D., Rowson, J.G., Worrall, F., Evans, M., Bonn, A.	2014	A 5-year study of the impact of peatland revegetation upon DOC concentrations	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
33	Ramchunder, S.J., Brown, L.E., Holden, J.	2012	Catchment-scale peatland restoration benefits stream ecosystem biodiversity	Journal of Applied Ecology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
34	Ramchunder, S., Brown, L., Holden, J.	2013	Rotational vegetation burning effects on peatland stream ecosystems	Journal of Applied Ecology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
35	Schimelpfenig, D.W., Cooper, D.J., Chimner, R.	2014	Effectiveness of Ditch Blockage for Restoring Hydrologic and Soil Processes in Mountain Peatlands	Restoration Ecology	USA	Neártica	San Juan Mountains	0	1	0	1	0	1	0
36	Schimelpfenig, D.W., Cooper, D.J., Chimner, R.	2014	Effectiveness of Ditch Blockage for Restoring Hydrologic and Soil Processes in Mountain Peatlands	Restoration Ecology	USA	Neártica	San Juan Mountains	0	1	0	1	0	1	0
37	Schimelpfenig, D.W., Cooper, D.J., Chimner, R.	2014	Effectiveness of Ditch Blockage for Restoring Hydrologic and Soil Processes in Mountain Peatlands	Restoration Ecology	USA	Neártica	Grand Mesa	0	1	0	1	0	1	0
38	Schimelpfenig, D.W., Cooper, D.J., Chimner, R.	2014	Effectiveness of Ditch Blockage for Restoring Hydrologic and Soil Processes in Mountain Peatlands	Restoration Ecology	USA	Neártica	Front Range	0	1	0	1	0	1	0
39	Shuttleworth, E., Evans, M., Hutchinson, M., Rothwell, J.	2015	Peatland restoration: controls on sediment production and reductions in carbon and pollutant export	Earth Surface Process and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
40	Swindles, G.T., Gree, S.M., Brown, L., Holden, J., Raby, Turner, E., Smart, R., Peacock, M., Baird, A.	2016	Evaluating the use of dominant microbial consumers (testate amoebae) as indicators of blanket peatland restoration	Ecological Indicators	Gales	Paleártica	Migneint	1	0	1	0	1	0	1

No Localidad	Autores	Año	Título	Editor	País	Región	Localidad	Ombrotórico	Minerotórico	PH <5.5	PH >5.5	Oligotórico	Mesotórico	Sphagnum s.p
41	Turner, E.K., Worrall, F., Burt, T.P.	2013	The effect of drain blocking on the dissolved organic carbon (DOC) budget of an upland peat catchment in the UK	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
42	Turner, E.K., Worrall, F., Burt, T.P.	2013	The effect of drain blocking on the dissolved organic carbon (DOC) budget of an upland peat catchment in the UK	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	1
43	Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A., Morris, M.	2010	Recovery of water tables in Welsh blanket bog after drain blocking: Discharge rates, time scales and the influence of local conditions	Journal of Hydrology	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	1	0	1	0	1	0	1
44	Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A., Morris, M.	2011	Ditch blocking, water chemistry and organic carbon flux: Evidence that blanket bog restoration reduces erosion and fluvial carbon loss	Science of the Total Environment	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	1	0	1	0	1	0	1
45	Wilson, L., Wilson, J., Johnstone, I.	2011	The effect of blanket bog drainage on habitat condition and on sheep grazing: evidence from a Welsh upland bog	Biological Conservation	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	1	0	1	0	1	0	1
46	Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A., Morris, M.	2011	The impact of drain blocking on an upland blanket bog during storm and drought events, and the importance of sampling scale	Journal of Hydrology	Gales	Paleártica	Lake Vyrnwy	1	0	1	0	1	0	1
47	Worrall, F., Armstrong, A., Adamson, J.K.	2007	The effects of burning and sheep-grazing on water table depth and soil water quality in a upland peat	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	Trout Beck	1	0	1	0	1	0	1
48	Worrall, F., Armstrong, A., Adamson, J.K.	2007	The effects of burning and sheep-grazing on water table depth and soil water quality in a upland peat	Journal of Hydrology	Inglaterra	Paleártica	Trout Beck	1	0	1	0	1	0	1
49	Worrall, F., Rowson, J.G., Evans, M.G., Pawson, R., Daniels, S., Bonn, A.	2011	Carbon fluxes from eroding peatlands – the carbon benefit of revegetation following wildfire	Earth Surface Process and Landforms	Inglaterra	Paleártica	The Pennines	1	0	1	0	1	0	0
50	Xu, L., Cao, Y., Li, W., Cheng, Y., Qin, T., Zhou, Y., Liu, F.	2017	Maintain spatial heterogeneity, maintain biodiversity—a seed bank study in a grazed alpine fen meadow	Land Degradation & Development	China	Paleártica	Zoige wetland	0	1	0	1	0	1	0
51	Xiaohong, Z., Hongyu, L., Baker, C., Graham, S.	2012	Restoration approaches used for degraded peatlands in Ruoergai (Zoige), Tibetan Plateau, China, for sustainable land management	Ecological Engineering	China	Paleártica	Ruoergai Plateau	0	1	0	1	0	1	0
52	Xiaohong, Z., Hongyu, L., Baker, C., Graham, S.	2012	Restoration approaches used for degraded peatlands in Ruoergai (Zoige), Tibetan Plateau, China, for sustainable land management	Ecological Engineering	China	Paleártica	Ruoergai Plateau	0	1	0	1	0	1	0
53	Xiaohong, Z., Hongyu, L., Baker, C., Graham, S.	2012	Restoration approaches used for degraded peatlands in Ruoergai (Zoige), Tibetan Plateau, China, for sustainable land management	Ecological Engineering	China	Paleártica	Ruoergai Plateau	0	1	0	1	0	1	0
54	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	BE1	0	1	1	0	1	0	1
55	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	BE3	0	1	1	0	1	0	1
56	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	BE4	0	1	1	0	1	0	1
57	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	BE9	0	1	0	1	0	1	0
58	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	LAVE2	0	1	0	1	0	1	0
59	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEG1	0	1	1	0	1	0	1
60	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEG2	0	1	1	0	1	0	0
61	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEG3	0	1	1	0	1	0	0
62	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEV1	0	1	0	1	0	1	0
63	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEV2	0	1	0	1	0	1	0
64	Benavides, J.C. & Vitt, D.H.	2016	The relationship of vegetation and peatland chemistry to gradients of disturbance and elevation in high elevation peatlands of the northern Andes	Southern Illinois University	Colombia	Neotrópico	NEV3	0	1	0	1	0	1	0

No Localidad	Otros musgos	Turba desnuda	Juncias	Ericáceas	Otros arbustos	Poáceas	Otras hierbas	Cojines	Drenajes	Barrancos	Sobrepastoreo	Agricultura	Extracción artesanal	Extracción industrial	Quemas	Carreteras	Minería cielo abierto	Deposición atmosférica
1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1
4	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
5	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
8	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
9	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
10	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
11	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
12	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
13	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
14	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
15	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
16	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
18	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
19	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
20	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
21	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
22	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
23	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
24	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
25	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
26	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
30	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0
31	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
32	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1
33	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

No Localidad	Otros musgos	Turba desnuda	Juncias	Ericáceas	Otros arbustos	Poáceas	Otras hierbas	Cojines	Drenajes	Barrancos	Sobrepastoreo	Agricultura	Extracción artesanal	Extracción industrial	Quemas	Carreteras	Minería cielo abierto	Deposición atmosférica
34	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
35	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
40	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
41	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
42	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
43	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
44	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
45	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
46	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
47	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
48	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
49	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
50	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
51	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
52	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
53	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
54	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
55	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
56	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
57	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
58	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
59	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
60	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
61	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
62	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
63	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
64	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

No Localidad	Otros musgos	Turba desnuda	Juncias	Ericáceas	Otros arbustos	Poáceas	Otras hierbas	Cojines	Drenajes	Barrancos	Sobrepastoreo	Agricultura	Extracción artesanal	Extracción industrial	Quemas	Carreteras	Minería cielo abierto	Deposición atmosférica
65	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
66	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
67	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
68	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
69	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
70	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
71	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
72	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
73	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
74	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
80	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
81	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
82	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
83	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
84	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
85	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
86	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
87	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
88	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0

5.3 Apéndice 3. Dimensiones obtenidas de análisis de correspondencia múltiple

ID	Dim_1	Dim_2	Dim_3	Dim_4	Dim_5
1	-0,41467265	-0,3001469	-0,3460686	-0,199263477	-0,05398485
2	-0,41374175	-0,37424291	-0,38344118	-0,04381399	-0,17187291
3	-0,60129871	-0,03352471	-0,31666528	-0,141556183	0,08413942
4	0,17009696	-0,15307156	-0,23903962	0,067743039	0,03285617
5	-0,3685412	-0,35707364	-0,3003234	-0,188072593	-0,26233428
6	-0,3685412	-0,35707364	-0,3003234	-0,188072593	-0,26233428
7	-0,00031848	-0,22246422	0,23046249	1.286.471.958	-0,55411062
8	-0,48738154	0,58187233	0,35830056	-0,173594798	-0,12805947
9	-0,34363104	0,16245829	0,00651222	-0,348085253	0,02956727
10	-0,67051725	0,44391547	0,00496425	0,024417137	-0,04773333
11	0,31872768	-0,26205636	0,07343954	0,131316659	0,40007483
12	0,74037343	0,24909128	-0,40332728	0,041638176	0,36273826
13	0,74037343	0,24909128	-0,40332728	0,041638176	0,36273826
14	0,74037343	0,24909128	-0,40332728	0,041638176	0,36273826
15	0,74037343	0,24909128	-0,40332728	0,041638176	0,36273826
16	-0,33494404	-0,12717228	-0,32927113	-0,226079444	-0,05870241
17	-0,69856295	0,96675971	0,43480177	0,131368024	0,13239693
18	-0,69856295	0,96675971	0,43480177	0,131368024	0,13239693
19	-0,69856295	0,96675971	0,43480177	0,131368024	0,13239693
20	-0,69856295	0,96675971	0,43480177	0,131368024	0,13239693
21	-0,7767719	0,24683528	0,0374602	0,361721906	-0,31871567
22	-0,59163468	0,74497331	0,4125259	-0,12633239	-0,10721425
23	-0,73712022	0,68969209	0,19110378	-0,016494503	-0,01362045
24	-0,55571955	0,35295369	-0,02877038	-0,279159006	0,15727394
25	0,62802078	0,13967688	0,28108892	-0,033574839	0,42215771
26	-0,41374175	-0,37424291	-0,38344118	-0,04381399	-0,17187291
27	-0,41374175	-0,37424291	-0,38344118	-0,04381399	-0,17187291
28	-0,38940527	-0,40133079	-0,29947125	0,002160523	-0,29611009
29	-0,65781099	0,13197125	-0,17071553	-0,236180314	0,12112164
30	-0,59380337	-0,0697456	-0,22375884	0,138284642	-0,20345425
31	-0,33630274	0,29578325	0,2578912	-0,073578659	-0,28801256
32	-0,65014891	0,61804052	0,28146385	0,152074774	-0,15425772
33	-0,41374175	-0,37424291	-0,38344118	-0,04381399	-0,17187291
34	-0,47118493	-0,13465094	-0,20011885	-0,293887609	-0,01700263
35	0,52520081	-0,00600452	-0,36952373	0,302004256	-0,11502798
36	0,54627644	-0,08153875	-0,29789498	0,418778967	0,078372
37	0,52520081	-0,00600452	-0,36952373	0,302004256	-0,11502798
38	0,52520081	-0,00600452	-0,36952373	0,302004256	-0,11502798
39	-0,55679061	-0,01357108	-0,34315475	0,249321777	-0,0446398
40	-0,60340161	-0,09673346	-0,37757343	-0,211105569	0,09270058
41	-0,60340161	-0,09673346	-0,37757343	-0,211105569	0,09270058
42	-0,60340161	-0,09673346	-0,37757343	-0,211105569	0,09270058
43	-0,44190114	-0,27896672	-0,4485779	0,205982984	0,58690512
44	-0,44190114	-0,27896672	-0,4485779	0,205982984	0,58690512

ID	Dim_1	Dim_2	Dim_3	Dim_4	Dim_5
45	-0,60319005	-0,21652484	-0,30509253	0,095902258	0,25232476
46	-0,60319005	-0,21652484	-0,30509253	0,095902258	0,25232476
47	-0,52102868	-0,20025467	-0,35275141	-0,221550455	-0,02457847
48	-0,52102868	-0,20025467	-0,35275141	-0,221550455	-0,02457847
49	-0,80260762	0,39178248	-0,0591868	0,416240897	0,04104797
50	0,57459145	0,33706135	0,01069137	-0,147770149	0,05052126
51	0,61312122	0,08007558	-0,34183702	0,294670026	-0,18588619
52	0,59559215	0,49576769	-0,29702572	0,39922969	0,367993
53	0,602387	0,21936166	-0,25225119	0,197994131	-0,14514355
54	0,02963356	-0,25876142	0,16364278	-0,301092301	-0,12839324
55	0,03879324	-0,54741117	0,31354997	0,112811099	0,21581653
56	0,03879324	-0,54741117	0,31354997	0,112811099	0,21581653
57	0,63283946	0,14083663	0,02402435	0,102818278	0,21710356
58	0,69052029	-0,04634503	-0,04497833	0,472468261	-0,34633407
59	0,21940268	-0,51783298	0,60510102	-0,134328949	0,03813707
60	0,15419542	-0,55412058	0,58914956	0,298666869	0,06432832
61	0,15326452	-0,48002457	0,62652214	0,143217382	0,18221637
62	0,7306411	0,22881019	-0,17004131	-0,190414175	-0,09170985
63	0,78936689	0,2359516	0,03350163	-0,161813512	0,11495779
64	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
65	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
66	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
67	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
68	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
69	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
70	0,87800664	0,36772707	-0,04866513	-0,320706081	-0,23341265
71	-0,21783172	0,01655056	0,30125129	0,296063921	-0,24260207
72	-0,01556699	-0,2759307	0,080525	-0,156833698	-0,03793187
73	0,13934893	-0,20252019	0,15310477	-0,34321016	-0,2833637
74	0,74924608	-0,03920362	0,15856461	0,501068924	-0,13966643
75	-0,20026932	-0,23168391	0,25838119	-0,230668062	-0,08640944
76	0,0496385	-0,3852794	0,35666531	0,005127642	-0,19268793
77	0,0819922	-0,50712963	0,55543412	0,002548242	-0,01445147
78	0,0810613	-0,43303362	0,59280669	-0,152901246	0,10343659
79	0,0819922	-0,50712963	0,55543412	0,002548242	-0,01445147
80	0,01198833	-0,46795504	0,22475112	0,09330169	-0,20595559
81	0,66519316	0,0189864	0,22279316	0,100238877	0,39534003
82	0,07321077	-0,16471178	0,17452588	-0,065663829	-0,1392844
83	-0,01556699	-0,2759307	0,080525	-0,156833698	-0,03793187
84	0,02801022	-0,18188105	0,0914081	0,078594774	-0,04882303
85	-0,03643105	-0,32018785	0,08137714	0,033399418	-0,07170767
86	0,14733748	-0,49139858	0,74755322	-0,180385138	0,2063752
87	0,12071306	-0,37347025	0,56595452	-0,275071039	0,25651087
88	0,14733748	-0,49139858	0,74755322	-0,180385138	0,2063752