

PUGLLOHUMA

FUENTE DE AGUA PARA QUITO

EXPERIENCIA DE MONITOREO Y RESTAURACIÓN DE UNA TURBERA
ALTOANDINA EN EL ÁREA DE CONSERVACIÓN HÍDRICA ANTISANA





PUGLLOHUMA

FUENTE DE AGUA PARA QUITO

Experiencia de monitoreo y restauración de una turbera
altoandina en el Área de Conservación Hídrica Antisana

CRÉDITOS



Fondo para la Protección del Agua - FONAG 2022

Área de Conservación Hídrica Antisana **EPMAPS**
AGUA DE QUITO

Autores:

Capítulo 1: Braulio Lahuatte, Paola Fuentes, Silvia Salgado, Tania Calle, Andrea Vera

Capítulo 2: Paola Fuentes, Silvia Salgado, Tania Calle, Juan José Herrera,
Gissela Chiquin, Juliette Lune Delerue

Diseño, ilustración, fotografía: Mikelle Almeida Sánchez ¡BOOM! 2022

Revisión de estilo: Jennie Carrasco

ISBN: 978-9942-8807-2-7

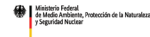
El Fondo para la Protección del Agua – FONAG es un Fideicomiso mercantil que cuenta con los aportes de: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento – EPMAPS, Empresa Eléctrica Quito – EEQ, The Nature Conservancy – TNC, Cervecería Nacional, Tesalia CBC y Consorcio Camaren

Mariana de Jesús y Martín de Utreras Quito – Ecuador (593 2) 2430233
<http://www.fonag.org.ec>

Este libro se publicó con el apoyo de:



Fomentado por el



en virtud de una resolución del Parlamento de la República Federal de Alemania

Esta publicación está cofinanciada por la Iniciativa Internacional de Protección del Clima (IKI) del Ministerio Federal de Medio Ambiente, Protección de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU) a través del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) que actúa como administrador dentro de La Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua. Las opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista de IKI, BMU o BID, su Junta Directiva o los países que representan.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	11
CAPÍTULO 1. Turberas altoandinas: Restauración y Monitoreo	15
¿Qué es una turbera?	19
Turberas Andinas	21
Funciones ecosistémicas de las turberas	22
Principales disturbios e impactos en las turberas altoandinas	29
Efecto de distintos impactos	30
¿Cómo definir el estado de degradación de una turbera fuente de agua?	33
Características morfométricas del paisaje a diferentes escalas espaciales	35
Presencia o ausencia de especies indicadoras de humedal	36
Regulación y rendimiento hídrico	37
Suelos	39
Calidad del agua	40
Línea base	41
Ecosistemas de referencia	41
Conceptualización del estado de una turbera	42

¿Cómo restaurar una turbera fuente de agua?	45
Definición de los objetivos de la restauración	46
Análisis de alternativas para la restauración	48
Implementación de estrategias de restauración	51
¿Qué y cómo monitorear la restauración de una turbera como fuente de agua?	59
Nivel operativo	60
CAPÍTULO 2. Restauración de la turbera de Pugllohuma	71
Descripción general e historia de uso	75
Proceso de restauración de Pugllohuma	81
Monitoreo y resultados de la restauración de Pugllohuma	82
Dinámica hídrica	82
Constante de tiempo de recesión	85
Cambios en la matriz de cobertura vegetal	87
Lecciones aprendidas y recomendaciones	103
BIBLIOGRAFÍA	111

INTRODUCCIÓN

Las turberas alrededor del mundo son ecosistemas trascendentales en términos hídricos, climáticos, biológicos y químicos. Su carácter transversal en varios ejes hace que estos ecosistemas sean proveedores de diversos servicios ecosistémicos, razón por la cual su conservación, restauración y uso sustentable son de importancia local, regional, nacional e internacional (Convención Ramsar, 2015).

El Fondo para la Protección del Agua (FONAG) contribuye a la conservación y restauración de ecosistemas que abastecen de agua al Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Se reconoce que las turberas son ecosistemas claves para lograr este objetivo, razón por la cual el FONAG realiza esfuerzos para su conservación y restauración. Lamentablemente, las turberas, al igual que otros ecosistemas andinos, han sufrido históricamente diversos disturbios como el drenaje mediante zanjas, sobreexplotación hídrica, cambio de cobertura vegetal por expansión de la frontera agrícola, sobrepastoreo, fertilización, incendios, entre otros. A través de su trabajo en áreas de interés hídrico¹ y Áreas de Conservación Hídrica² el FONAG ha identificado diversas estrategias útiles para afrontar estos problemas e intentar devolver las funciones ecosistémicas que tiene una turbera sana.

1. Área de interés hídrico: son áreas que son fuentes de agua para Quito, cuya tenencia de tierra puede ser privada, comunitaria o pública.

2. Área de Conservación Hídrica: es una figura de conservación construida por el FONAG para áreas propias y/o de la EPMAPS, cuyo principal objetivo es la protección de los ecosistemas fuentes de agua.

El FONAG reconoce que una turbera saludable provee no solamente agua de buena calidad, sino que también tiene otras funciones ecosistémicas como: secuestro de carbono en su matriz (turba o suelo), constituye un reservorio de fauna y flora muchas veces endémicas, mantiene los ciclos biogeoquímicos de varios elementos e influye en la emisión y asimilación de gases de efecto invernadero. Es por esto que, la restauración de turberas como fuentes de agua no solamente beneficia a actores que buscan dicho objetivo, sino también produce otros beneficios asociados a diversas temáticas. El objetivo final de la restauración es lograr que una turbera recupere los procesos que tendrían lugar en un ecosistema sano y así devolverle, en la medida de lo posible, su capacidad para proveer sus funciones ecosistémicas naturales.

En este documento se presenta la experiencia de restauración, monitoreo y seguimiento de turberas a través de la perspectiva de un actor local interesado en las turberas como prestadoras de servicios hídricos. Se hace una aproximación general en la que se abordan conceptos de turberas, disturbios, restauración y monitoreo. Este enfoque integral fue concebido para ser el punto de partida para nuevos esfuerzos de restauración y trata de brindar las consideraciones generales a ser tomadas en cuenta antes, durante y después de realizar la restauración de una turbera. Finalmente, se presentan los resultados obtenidos y las lecciones aprendidas de un caso práctico de restauración y el monitoreo del impacto de la restauración para los servicios hidrológicos esperados.

Se espera que esta publicación sea útil para organizaciones gubernamentales, no gubernamentales y Fondos de Agua que trabajan en áreas altoandinas en donde se encuentran turberas y cuya misión sea las de gestionar, conservar o restaurar ecosistemas con un enfoque hídrico.





CAPÍTULO 1

Turberas altoandinas: Restauración y Monitoreo

Braulio Lahuatte
Paola Fuentes
Silvia Salgado
Tania Calle
Andrea Vera

Fondo para la Protección del Agua (FONAG)





Turberas altoandinas: Restauración y Monitoreo

Este capítulo incluye una comprensión general acerca de qué es una turbera y sus implicaciones para restaurarla, partiendo de una caracterización a detalle para después identificar las estrategias de restauración y monitoreo.



¿Qué es una turbera?

Existen diversas definiciones de turberas, sin embargo, varios autores coinciden en que una turbera es un humedal formado por la acumulación de turba con el tiempo. La turba es la capa superficial orgánica de un suelo constituida principalmente por biomasa en descomposición, la cual proviene de restos vegetales que se acumulan bajo condiciones de anegamiento, deficiencia de oxígeno temporal o permanente, alta acidez, deficiencia de nutrientes y a veces bajas temperaturas y elevadas precipitaciones (International Peatland Society, 2002; Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009).

Para que se produzca la acumulación de turba la producción primaria debe exceder las pérdidas de biomasa dentro del ecosistema, produciendo así un desequilibrio (J. Benavides, 2013; Clymo, 1984; Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009). Las pérdidas de biomasa pueden darse por descomposición, respiración, carbono orgánico disuelto y/o mineralización.

Son diversos los factores que interactúan entre sí para llegar a formar una turbera. Martínez Cortizas et al. (2009) reconocen tres grandes categorías: El relieve, el clima y la vegetación.

El relieve condiciona zonas de anegamiento en el paisaje que favorecen la formación de turba. Sin embargo, estas zonas anegadas no están limitadas exclusivamente a fondos de valles pues la topografía superficial no siempre representa las depresiones subsuperficiales que pueden llegar a originar acumulación de agua. Es así como en ocasiones se observan turberas en laderas o en las partes altas de cuencas hidrográficas.



Figura 1. Turbera en ladera

Fotografía: Mikelle Almeida S

Por una parte, el clima juega un papel relevante al limitar la disponibilidad de agua y las condiciones adecuadas para el desarrollo de la vegetación y la actividad de microorganismos. Un balance de agua positivo (entradas mayores a las pérdidas) favorece el desarrollo de condiciones formadoras de turba. Por otro lado, el clima condiciona factores como la evapotranspiración de la vegetación, la actividad microbiana y las adaptaciones fisiológicas de las plantas ante las condiciones climatológicas específicas de cada sitio.

El tipo de vegetación es otra característica que define la formación de una turbera dado que es necesario que la vegetación presente sea formadora de turba. Es decir, no basta solo con tener vegetación que se ha desarrollado sobre un sustrato orgánico si esta vegetación no tiene el potencial de formar y acumular turba. Ejemplos de plantas formadoras de turba se encuentran en los géneros *Distichia sp.* y *Sphagnum sp.*



Fotografía: Mikelle Almeida S

Figura 2. Almohadilla de Distichia

Hay que aclarar que la combinación de los factores descritos genera un sistema complejo con una gran variabilidad a diferentes escalas espaciales; por esta razón, las turberas suelen ser diferentes a los ecosistemas que las rodean en términos hidrológicos y biológicos (Ahumada et al., 2011). Además, esta compleja interacción entre factores hace necesario reevaluar periódicamente las conclusiones de las distintas investigaciones realizadas en las turberas, debido a que históricamente se ha llegado a conclusiones contrapuestas en diversos estudios (Bullock & Acreman, 2003).

Turberas Andinas

Las turberas andinas se localizan a lo largo de la Cordillera de los Andes (Ahumada et al., 2011). De manera general, las turberas altoandinas se caracterizan por estar sometidas a temperaturas bajas a lo largo del año (J. Benavides, 2013). En el caso de las turberas andinas tropicales, la temperatura no presenta variaciones estacionales tan marcadas a lo largo del año como en regiones de mayor latitud. Las bajas temperaturas, combinadas con la poca cantidad de nutrientes, limitan la actividad metabólica de la

turbera, lo cual se traduce en tasas de descomposición y mineralización bajas (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009)

Históricamente, no solo las turberas andinas sino en general todos los humedales andinos han sido poco estudiados. La mayoría de los estudios relacionados a estos ecosistemas se han concentrado en zonas de Norteamérica y Europa (Bullock & Acreman, 2003). En el caso de América del Sur, la mayor cantidad de estudios en turberas se ha hecho en turberas de zonas bajas dominadas por bosques (Gumbrecht et al., 2017), mientras que las turberas andinas dominadas por almohadillas, briofitas y plantas herbáceas permanecen poco estudiadas (Chimner & Karberg, 2008).

Las turberas andinas son de suma importancia pues constituyen lugares con alta diversidad biológica y endemismo (Ahumada et al., 2011); además, son de suma importancia hídrica ya que influyen en el rendimiento y regulación de las cuencas de cabecera (Buytaert et al., 2006; Chimner & Karberg, 2008; Joseph Holden, 2005), siendo un recurso fundamental para el consumo doméstico de agua en ciudades y áreas rurales, así como para los sistemas productivos de las comunidades andinas.

Bosman et al., (1993) y Cleef (1981) reconocen de manera general la presencia de tres tipos de turberas en los Andes:

- Bofedales pobres dominados por musgos de *Sphagnum*
- Bofedales ricos dominados por musgos minerotróficos de *Sphagnum* o por juncos u otras plantas vasculares
- Bofedales de almohadillas de altitud dominados por plantas vasculares

Servicios ecosistémicos de las turberas

Las turberas brindan varios y diversos servicios ecosistémicos entre los cuales se encuentran:

Control hidrológico. Mediante la acumulación de restos orgánicos en descomposición, la turba llega a tener una densidad muy baja (ocupa bastante espacio, pero no pesa mucho), asemejándose a una esponja. Esta baja densidad permite que la turba pueda almacenar grandes cantidades de agua en su interior. En turberas de Europa se ha reportado que del 100 % del peso de una turbera hasta el 95 % corresponde solamente a agua (Lindsay, 1995; Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009). Para el caso de turberas altoandinas se han reportado valores muy similares (Buytaert et al., 2005).

Esta capacidad de almacenamiento de agua hace que las turberas estén fuertemente ligadas al control hidrológico. Es importante aclarar que el control hidrológico que ejercen las turberas no es universal: existen estudios que han demostrado que estos



Fotografía: Calisto Díaz

Figura 3. Turbera anegada

ecosistemas pueden aumentar o disminuir el flujo base (porción de caudal que se mantiene en ausencia de eventos de precipitación) o las crecidas (Bullock & Acreman, 2003) en las turberas y en los cuerpos de agua a los que alimentan. Como se mencionó antes, determinar la influencia de una turbera sobre la hidrología de un sistema dependerá mucho de las condiciones propias del lugar.

Control de calidad del agua y el aire. Al poseer la capacidad de almacenar tanta agua en un reservorio “orgánico”, las turberas también actúan como reguladores de los ciclos biogeoquímicos de varios elementos como nutrientes (nitrógeno, fósforo, carbono), contaminantes, sedimentos, metales, aniones y cationes (Junk et al., 2014). Estudios han reportado que las turberas inclusive son acumuladoras de hidrocarburos aromáticos policíclicos, toxinas mutagénicas y/o cancerígenas en su matriz orgánica (Soniassy Sandra, Pat., Schlett, Claus., 1994). Esto se debe a que la materia orgánica posee una gran capacidad para la retención de los elementos mencionados evitando que terminen en los ríos y los contaminen (Martínez Cortizas et al., 2001).

Almacenamiento de materia orgánica. La definición propia de turba conlleva una de sus principales funciones ecosistémicas y es la acumulación de materia orgánica en el tiempo (Turetsky, 2004), lo cual las convierte en sumideros de carbono (Leon, 2016). En turberas andinas que han logrado acumular turba entre 7 y 10 metros de profundidad, se ha determinado que existe un stock de carbono de 1040 toneladas por hectárea, mientras que en turberas de 5.5 metros de profundidad se tienen stocks de 572 toneladas por hectárea (Hribljan et al., 2015).

El almacenamiento de materia orgánica también reduce la pérdida de carbono a través del agua en forma de carbono orgánico disuelto COD. La producción de COD está también relacionada con la hidrología de un sistema, por lo que constituye un indicador de mecanismos de generación de flujo (Clark et al., 2008). Se entiende que una turbera almacena más COD en los horizontes superficiales y orgánicos; si se drenan estos horizontes también aumentarán las concentraciones de COD en los efluentes, complicando así procesos de potabilización de agua (Armstrong et al., 2012).

Con respecto a emisiones, algunos estudios han demostrado que turberas en buen estado de conservación son asimiladores del carbono atmosférico y emisores de metano. Sin embargo, en el balance total de gases de efecto invernadero, se acepta que las turberas son sumideros de carbono atmosférico constituyéndose así en potenciales mitigadores de cambio climático (Cui et al., 2017; Hernández, 2010; Planas-Clarke et al., 2020; Vanselow-Algan et al., 2015).

Mantenimiento de la biodiversidad. Las relaciones tan particulares de las turberas con los factores que controlan su evolución han generado la adaptación de un gran número de especies de flora y fauna a este tipo de ecosistemas, constituyéndose así un reservorio genético (Martínez Cortizas et al., 2001). Diversas especies se han desarrollado para resistir las condiciones de anegación constante y desarrollarse en un sustrato predominantemente orgánico con pocos nutrientes y minerales. Además, aves migratorias como la bandurria (*Theristicus melanopis*) llegan a los humedales altoandinos en diferentes épocas del año.

Archivo de épocas pasadas. Como se ha mencionado, las turberas responden a diversos factores que condicionan su desarrollo. Esto influye para que estos ecosistemas sean indicadores de su propia historia, mostrando si hubo un descenso en el nivel freático, variaciones en la química del agua producto de algún impacto, un cambio de temperatura, deposición atmosférica de algún contaminante o metales producto de actividad volcánica, etc. Esta característica hace que se conviertan en verdaderas bibliotecas de los cambios que se han producido a escala global y local (Martínez Cortizas et al., 2001), en escalas de tiempo muy amplias.

La reconstrucción de esta historia se hace mediante el análisis del perfil de una turbera. Debido a su carácter acumulativo cada capa cuenta una historia. El estudio de los restos fósiles de plantas, polen, esporas, semillas, o de la acumulación de deposiciones de cenizas, rocas, materiales volcánicos y hasta metales pesados permite comprender cuales fueron las condiciones históricas de un sitio (Jones & Hao, 1993 Figura 4).

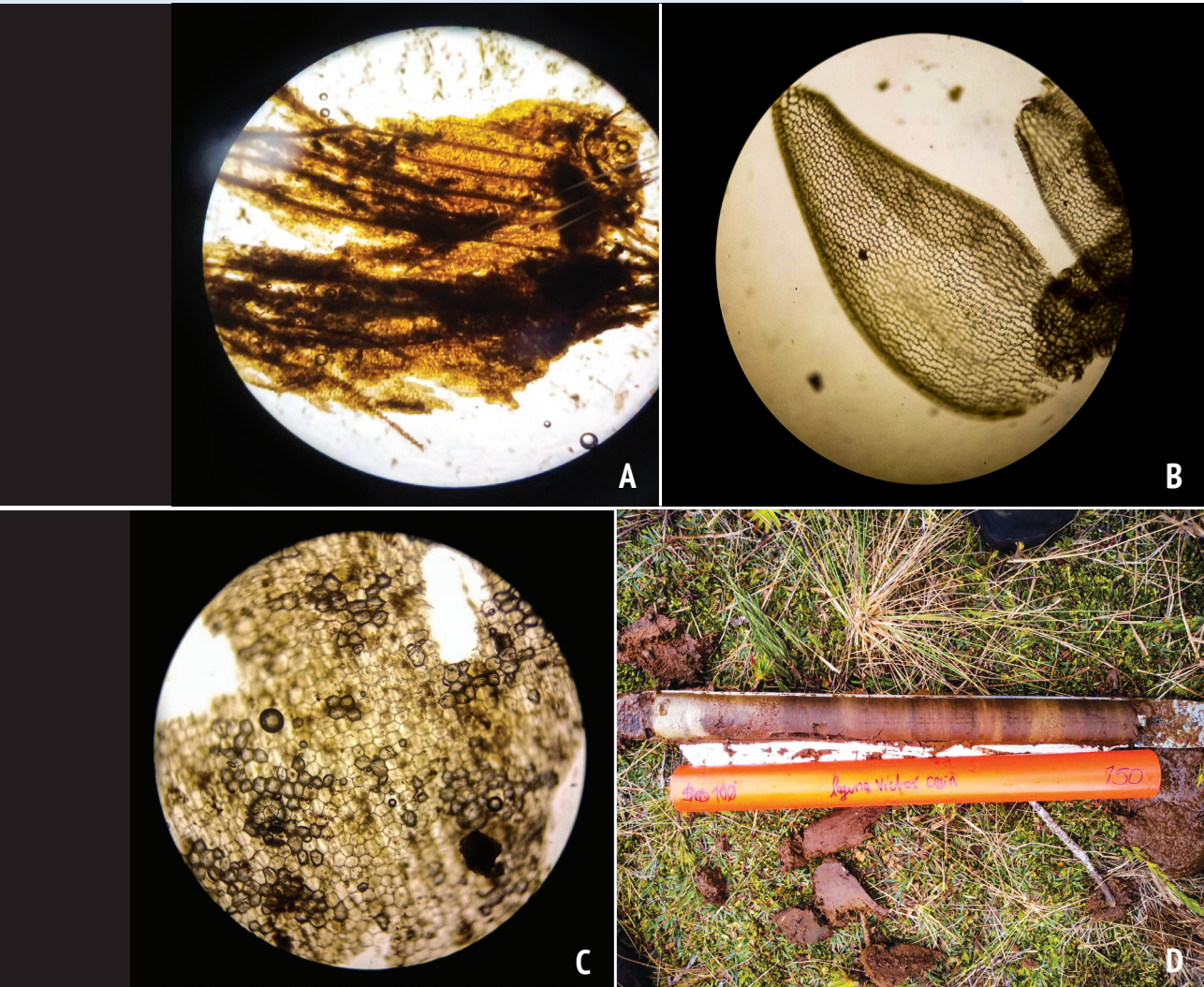


Figura 4. Macrofósiles de un núcleo extraído de turba. **A.** *Distichia muscoides*, **B.** *Sphagnum* sp., **C.** *Plantago rígida*, **D.** Núcleo de turba

Las turberas y el agua

Todas las turberas de una u otra manera están fuertemente relacionadas con el ciclo hidrológico, al incrementar, disminuir o mantener alguno de sus componentes (Bullock & Acreman, 2003). No se puede llegar a generalizar estas relaciones, debido a que cada turbera posee características intrínsecas que hacen que sus dinámicas hidrológicas varíen de lugar a lugar. Si bien hay muchos ejemplos de cómo las turberas reducen inundaciones, aumentan la recarga de acuíferos o aumentan los flujos bases, también hay ejemplos (no tan difundidos) de cómo hacen exactamente lo contrario. Estas conclusiones, por tanto, deben ser derivadas a través de mediciones e indicadores de un sitio en específico (Bullock & Acreman, 2003).

La importancia de las turberas como fuentes de agua radica en que, si bien cubren solo el 6 % del área global (OECD, 1996), muchas de ellas se encuentran en las partes altas de las cuencas hidrográficas donde se recargan de agua para abastecer a las zonas bajas (Bullock & Acreman, 2003).

El beneficio de una turbera y su relación con el ciclo hidrológico dependerá del objetivo que se persiga. Es así como una turbera que aumente la retención del agua, propiciando un aumento en evapotranspiración y crecimiento vegetal, será bien vista a los ojos de un ecologista o de quien busca prevenir inundaciones aguas abajo. Sin embargo, esta turbera no cumpliría con el objetivo de alguien que busca mantener o aumentar el suministro aguas abajo, quien lo percibiría como una pérdida de recursos (Bullock & Acreman, 2003; Poff et al., 1997). Otro ejemplo podría ser una turbera que aumente la regulación hídrica reduciendo así los eventos de inundación y aumentando el caudal base; esta turbera sería un buen ejemplo de lo que persigue un administrador de recursos hídricos para consumo humano. El aumento en regulación implica que el recurso disponible será mayor, aumentando el volumen utilizable durante caudales bajos y reduciendo el tiempo que no se puede captar durante crecidas (Poff et al., 1997).



Principales disturbios e impactos en las turberas altoandinas

Las turberas andinas, al igual que otros humedales, son afectadas por factores naturales y antrópicos. Hay que reconocer que una turbera es un sistema cambiante en el tiempo y que está acostumbrada a un cierto nivel de perturbaciones naturales. Por ejemplo, resistir a eventos de crecidas de un río o épocas de sequías. El problema empieza cuando esa capacidad de resistencia (resiliencia) es superada debido a disturbios a los cuales la turbera no estaba acostumbrada, por ejemplo, a las actividades antrópicas como el drenaje, sobre explotación hídrica, sobre pastoreo, fertilización, arado, incendios, pérdida de la cobertura vegetal, introducción de vegetación y fauna exótica, entre otros (Ahumada et al., 2011). Algunas perturbaciones naturales también pueden superar la capacidad de resiliencia que tiene una turbera, por ejemplo, episodios catastróficos como erupciones volcánicas.

Al encontrarse en ecosistemas de páramo, las turberas altoandinas han sido históricamente utilizadas para pastoreo, agricultura y asentamientos humanos (Céleri & Feyen, 2009). Actualmente, la minería es también una amenaza para estos ecosistemas. Como una forma de facilitar estos usos en tierras anegadas, las turberas han sido secadas sistemáticamente a través del pisoteo y compactación del suelo que altera la capacidad hídrica y a través de la construcción de canales para desalojar el agua.

Los disturbios antrópicos en las turberas afectan su estructura y funcionamiento de una manera muy específica, por ende pueden tener consecuencias graves, dado que estos ecosistemas generalmente tienen baja resiliencia (Martínez Cortizas et al., 2001). Es por esto, que los impactos causados por el ser humano pueden generar cambios abruptos en el estado del sistema, haciendo imposible que este vuelva a un estado igual o similar al que se encontraba previo al disturbio (Ratajczak et al., 2018).

Efecto de distintos impactos

Zanjas o drenajes. Drenar una turbera mediante zanjas o canales de drenaje ocasiona una pérdida de continuidad hidrológica, lo cual se traduce generalmente en una disminución del nivel freático. Hay que recalcar que el nivel freático en una turbera generalmente se encuentra cerca de la superficie y posee leves fluctuaciones estacionales. La disminución no es trivial pues genera un proceso de retroalimentación positiva (Fatichi et al., 2016) en el cual la fluctuación del nivel freático disminuye la cantidad de agua y aumenta la exposición de la turba a condiciones aerobias con lo cual propicia pérdida de turba. Esta relación de amplificación de impactos con el tiempo puede aumentar la mineralización de la materia orgánica, la pérdida de biomasa, el aumento de emisiones de CO₂ y el aumento de carbono orgánico disuelto en los efluentes. Todas las pérdidas de agua y biomasa generarán un hundimiento (subsistencia) de la turbera. Desde un punto de vista hidrológico, el descenso del nivel freático se traduce en menor disponibilidad de agua y menor regulación y esto, a su vez, repercute sobre la calidad del agua (J. Holden et al., 2006; Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009).

Ganadería. La introducción de ganado a las turberas generalmente está ligada a un drenaje previo para que los animales puedan caminar sin que el área esté anegada. El ganado produce compactación por pisoteo, en casos graves, llegando a destruir la cobertura vegetal y acelerando los procesos erosivos. Además, el ganado aumenta el ingreso de nutrientes a la turbera en especial nitrógeno, lo cual altera el ciclo de estos elementos (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009).

Cambio de cobertura. Es quizás, en magnitud, uno de los disturbios más fuertes, puesto que generalmente este proceso se inicia con el drenaje para, posteriormente, mediante arado, remover la turba y generar las condiciones propicias para la plantación de otras especies no formadoras de turba. Las especies propias de turbera al estar acostumbradas al anegamiento, no pueden competir con las nuevas especies que colonizan, lo que propicia la desaparición de la turbera y con ello las funciones ecosistémicas antes descritas (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009).

Fertilización. Este disturbio influye directamente sobre los ciclos biogeoquímicos de los distintos nutrientes presentes en la turba. Como se mencionó antes, las especies vegetales y microorganismos de la turba están adaptados a unas condiciones muy particulares, entre ellas, los nutrientes. Si existe un cambio en la entrada de nutrientes esto afectará a las comunidades vegetales y de microorganismos.

Incendios. Es una de las actividades asociadas a la agro-ganadería que, dependiendo de su magnitud, puede tener efectos diversos como la volatilización de la turba que puede liberar compuestos orgánicos volátiles (dioxinas, furanos, metilmercurio o compuestos órgano-halogenados) (Meharg & Killham, 2003). En casos extremos, el fuego conduce a la pérdida de la turba y esterilización del sustrato, lo cual aumenta los procesos erosivos (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009).



Fotografía: Calisto Diaz

¿Cómo definir el estado de degradación de una turbera fuente de agua?

El primer paso para determinar el estado de degradación de una turbera es conocer de manera general sus características hidrológicas, físicas, químicas y biológicas, y la relación entre estos componentes. Esto permitirá identificar alteraciones o disturbios que hayan modificado las características de una turbera no perturbada (Ahumada et al., 2011).

Generalmente, cuando se habla de degradación se hace referencia al componente del sistema que ha sido afectado. Por ejemplo, una turbera puede estar degradada en términos de cobertura vegetal cuando se observa pérdida de la diversidad, donde han desaparecido algunas especies propias de zonas anegadas y dominan las especies que resisten a los impactos. Sin embargo, pese a esas condiciones, la turbera puede todavía cumplir con la función hidrológica que tenía inicialmente. Al contrario, una turbera que fue drenada hacía no mucho puede haber perdido su función hidrológica pero todavía conservar, de forma general, la cobertura vegetal propia de una turbera. Por lo tanto, la degradación se definirá en función del objetivo de estudio en escalas temporales y espaciales adecuadas.

La identificación de las perturbaciones permitirá acotar los alcances de la información requerida para su evaluación y seguimiento e incluso optimizar las medidas destinadas a la protección y/o restauración.

Para conocer si una turbera está degradada, se sugiere tener en cuenta aspectos como: uso y manejo histórico del suelo, características morfométricas del paisaje a diferentes escalas espaciales, presencia o ausencia de especies indicadoras, regulación y rendimiento hídrico, características del suelo y calidad del agua.

Uso y manejo histórico del suelo

La historia de uso y manejo del suelo busca indagar más allá de la dinámica actual del ecosistema, con el fin de recabar detalles de lo que ha ocurrido sobre este en las últimas décadas y así obtener información relevante sobre cambios de cobertura, uso, manejo, procesos físicos, actividades productivas, características químicas o biológicas.

La historia de uso del suelo de una turbera debe ir lo más atrás posible. Para ello es necesario recolectar fotografías, pinturas, imágenes satelitales y testimonios. Las diferentes escalas espaciales y temporales de análisis definirán el objeto de la observación, por ejemplo, en fotografías y pinturas localizadas es posible identificar la vegetación y el uso de suelo, así como sus cambios en el tiempo.

En la Figura 5 se presentan dos ejemplos de fotografías históricas: en la primera, se logra identificar una matriz de *Calamagrostis* y, en la segunda, el uso de suelo ganadero que se remonta a 1890. Estas imágenes indican un dato histórico de la cobertura vegetal y del uso de suelo.



Figura 5. A. Vegetación de páramo en el flanco suroeste del Cotopaxi. AUTOR Paul Grosser, 1902, Colección Hans Meyer. **B.** Hacienda ganadera “Guailabamba” de la familia Gangotena Álvarez, Cantón Riobamba-Chimborazo, 1890 – 1909. Colección Fabián Peñaherrera

Debido a la historia de uso de los páramos es posible encontrar testimonios de adultos mayores, extrabajadores de las haciendas y/o miembros de las comunidades que habitaban estos territorios. Sus aportes pueden ser muy oportunos para la comprensión histórica de los cambios generados en las turberas antes, durante y después de las actividades productivas implementadas.

Para las entrevistas con estos actores clave, se sugiere unas preguntas guía:

¿Cómo recuerda a la turbera? ¿Qué tipo de plantas recuerda que había? ¿Qué actividades se hacían en la turbera? ¿Cuántos animales pastaban en la turbera? ¿Durante cuánto tiempo estuvieron ahí los animales? ¿Qué le contaron sus abuelos sobre la hacienda? ¿Cómo era el clima, ha cambiado? (nevadas en qué meses) ¿Recuerda alguna quema? ¿Hace cuánto se construyeron esos canales?

El análisis multitemporal de imágenes satelitales también permite detectar cambios entre diferentes fechas de referencia, deduciendo la evolución del ecosistema o las repercusiones de la acción humana sobre ese medio (Chuveco, 1990). Luego del análisis de imágenes satelitales se puede evidenciar crecimiento de la frontera agrícola y ganadera, crecimiento urbano, cambios en la vegetación, y cambios en la hidrología superficial y del área de la turbera.

Características morfométricas del paisaje a diferentes escalas espaciales

Determinar las características morfométricas del paisaje permite identificar la existencia y condiciones de una turbera, pues los diferentes aspectos de forma generan condiciones adecuadas para el desarrollo de una turbera, por ejemplo, un fondo de valle rodeado de pendientes pronunciadas donde se observen condiciones anegadas sin presencia de vegetación característica de turbera puede sugerir una turbera degradada.

Los parámetros morfométricos básicos que se deben levantar en una turbera son los siguiente:

- Área de la turbera
- Perímetro de la turbera
- Factor de forma (Relación entre largo/ancho)
- Distribución altitudinal (cota máxima, mínima, media)
- Pendiente media
- Porcentaje de área en distintos rangos de pendientes (20%, 40% y mayores)

Presencia o ausencia de especies indicadoras de humedal

La vegetación de las turberas está constituida esencialmente por especies adaptadas a prolongados periodos de inundación: musgos, cyperáceas, juncáceas, herbáceas diversas y pequeños arbustos (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López-Sáez, 2009). Además, estas especies están adaptadas a factores específicos como los hidrológicos, edafológicos y de calidad del agua (Ahumada et al., 2011).

La presencia de especies exóticas puede ser un importante indicador del impacto por uso de suelo, por ejemplo, debido a la compactación por pastoreo pueden haber especies de potrero (*Calamagrostis spp.*, *Festuca andicola*, *Carex spp.*, *Werneria nubigena*, entre otras). El cambio del drenaje también genera una alteración de composición de especies vegetales. Erwin Domínguez et al. (2012) reportan que la construcción de canales de drenaje favorece el arribo de especies exóticas, propias de ambientes más secos. Por ejemplo, se ha observado una reducción de musgos de *Sphagnum* y otras especies formadoras de turba cuando hay drenaje; a su vez en lugar de estas especies se observa la invasión de juncos (J. C. Benavides, 2015). Benavides (2015), reporta que este cambio de especies vegetales es observado dentro del perfil de una turbera altoandina de Colombia desde aproximadamente 50 años atrás y coincide con un aumento de la demanda de agua por parte de la agricultura.

Existen varios métodos para el levantamiento de la cobertura vegetal que permiten conocer la composición, diversidad y riqueza de las especies de una turbera. Entre

ellos están transectos y parcelas en sitios donde se evidencie algún tipo de cambio en la vegetación, entre zonas secas y anegadas a lo largo de drenajes para encontrar especies indicadoras de degradación que están relacionadas con el impacto de la cantidad y calidad de agua. Estos métodos servirán para establecer una línea base y el monitoreo futuro del proceso de restauración.

Fotografías: Mikelle Almeida S. - Braulio Lahuate

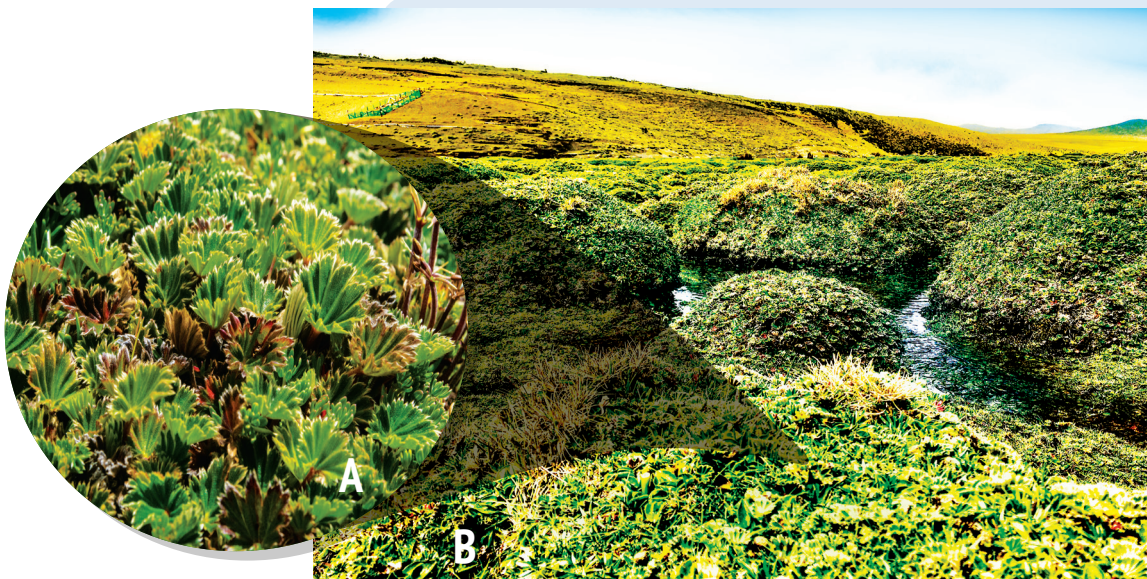
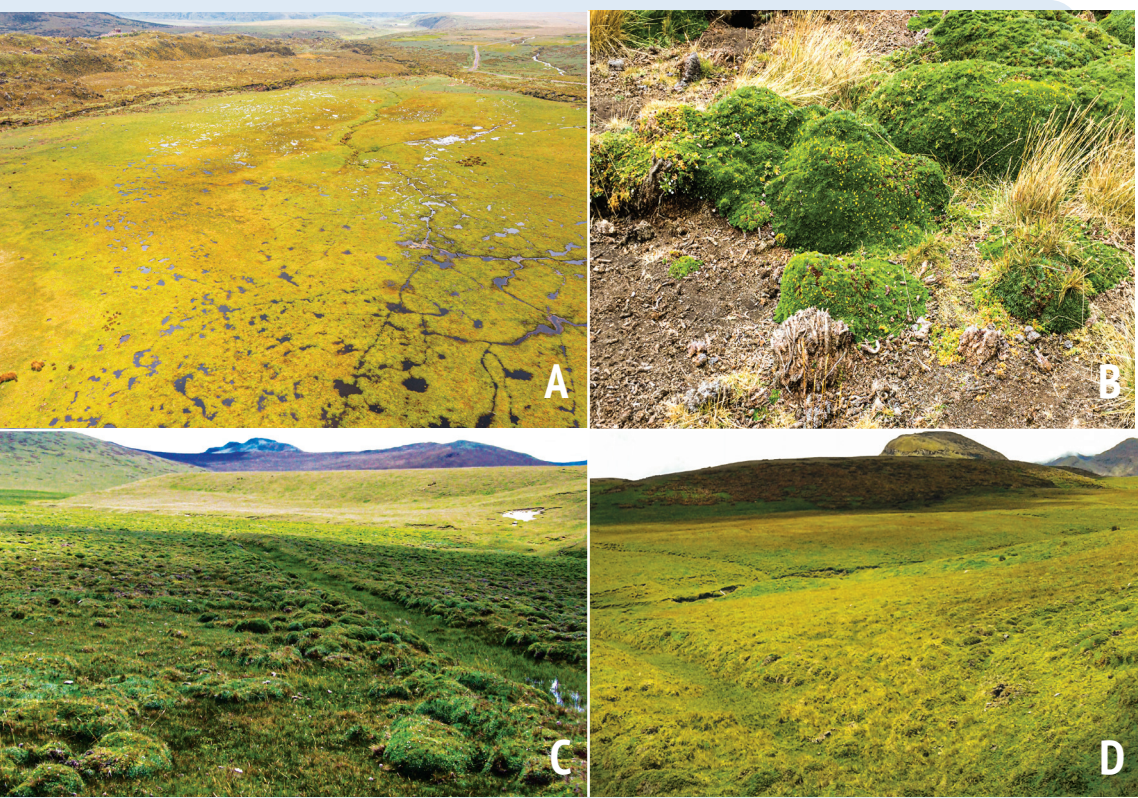


Figura 6. A. *Lachemilla orbiculata*, B. Turbera degradada

Regulación y rendimiento hídrico

El descenso del nivel freático es una característica que muestra la degradación de una turbera, pero no se puede observar a simple vista. Sin embargo, la alteración de las dinámicas hídricas puede evidenciarse con la muerte por secamiento de la cobertura vegetal, señales de pisoteo, suelo desnudo seco y con la presencia de canales o drenajes artificiales cuya forma y profundidad son geométricos y buscan el desalojo del agua. Para tener mejor visibilidad se pueden hacer sobrevuelos con vehículos no tripulados para obtener fotografías aéreas que permitan identificar zanjas.



Fotografías: A: Fabrizio Gavilanz, B y C: Paola Fuentes, D: Enrique Quinteros

Figura 7. A. Ejemplo de uso de vehículos no tripulados, B. Turbera de almohadillas pisoteada, se observa suelo desnudo y cobertura vegetal afectada. C y D. Zanjas artificiales

La comprensión de la hidrología superficial y subterránea es clave para identificar el grado de degradación de las turberas. Se deben identificar vertientes de agua subterránea que alimentan a la turbera pues un desvío intencional puede eliminar un importante ingreso de agua. Es necesario visitar la turbera tanto en época seca como en la lluviosa para definir si las zanjas se activan superficialmente y para observar la respuesta de la turbera a periodos de sequía.

Para comprender a fondo el nivel de degradación en la regulación y rendimiento es necesario el monitoreo hidrológico de la turbera y su comparación con una muy similar conservada o con ella misma en un periodo de tiempo extenso.

Para ello es esencial tener un buen conocimiento de las condiciones hidrológicas del sitio, entre ellas, la dirección e intensidad del flujo de agua, las fuentes que alimentan a la turbera y las dimensiones de las zanjas de drenaje, de ser el caso. Esta información se debe obtener a través de pozos y piezómetros para monitorear el nivel freático y las cargas hidráulicas a lo largo de la turbera, en distintos periodos estacionales; recorridos en campo para el inventario de vertientes, ojos de agua o manantiales; y medición manual o a través de microtopografía de las zanjas de drenaje.

Suelos

Los suelos de las turberas están formados mayoritariamente por la acumulación de restos vegetales, característica que los clasifica como Histosoles. La degradación de estos suelos no es muy notable a simple vista, pero se puede hacer una caracterización rápida, a través de análisis de suelo en terreno con la ayuda de un barreno o calicata, donde se pueden observar el espesor y los diferentes horizontes. Es importante identificar cambios en los horizontes del suelo, textura y permeabilidad, presencia de capas impermeables, depresiones, llanuras de inundación, pies de laderas, gradiente topográfico, posición del paisaje, proximidad a alteraciones hidrológicas (por ejemplo, zanjas), cambios en la vegetación, etc. (Resources & Guidance, 2013). El suelo está muy conectado con la hidrología, por lo que es importante anotar la presencia de capas minerales que puedan estar influyendo sobre la hidrología y la generación de flujos horizontales y verticales. Las turberas altoandinas tienen presencia de perfiles minerales mezclados con restos orgánicos debido a la historia eruptiva. Los principales cambios ante la degradación son el incremento de la densidad aparente, disminución de la capacidad de retención de agua y pérdida de materia orgánica. Estos cambios dependen del tiempo que los suelos hayan sido intervenidos; un mayor cambio en las propiedades se da en zonas de pastoreo con mayor tiempo de uso de suelo.

Las variables hidrofísicas básicas a levantarse en la caracterización del suelo se describen en la sección de monitoreo.

Calidad del agua

La calidad del agua es utilizada como un indicador de los ciclos biogeoquímicos que ocurren dentro de una turbera y, por ende, funciona como un indicador de cambio de estado (Gao et al., 2016). En este caso se prefiere el término de monitoreo de química del agua, la cual puede verse alterada de acuerdo con el impacto y uso de suelo, por ejemplo, una concentración elevada de nitratos puede ser un indicador de sobrecarga de ganado (Martínez Cortizas, Pontevedra Pombal, Nóvoa Muñoz, Rodríguez Fernández, & López Sáez, 2009).

En un estudio comparativo entre dos cuencas de la cordillera argentina de Tierra del Fuego se comprobó que el transporte de sedimentos en suspensión era más reducido en la cuenca que presentaba mayor cobertura de bosque y de turberas (Iturraspe, 2010). Una turbera degradada, sin cobertura vegetal, pierde la capacidad para interceptar el flujo de sedimento que ingresa en ella durante crecidas. Esto se puede evidenciar en la turbidez a la salida de la cuenca.

Una turbera degradada por la construcción de zanjas que provocan el aumento de la descomposición aeróbica incrementa la liberación de carbono orgánico disuelto (DOC), lo cual se traduce en un cambio del color del agua (E Domínguez & Vega-Valdés, 2015).

En las fuentes de agua para consumo humano a pesar de no ser tóxica, la presencia de DOC genera impacto visual por el aumento en la coloración del agua, lo que obliga a su reducción pese a incurrir en tratamientos costosos y complejos. Durante el proceso de potabilización a partir de la cloración de compuestos orgánicos precursores, se ha reportado la formación de trihalometanos (THM), de carácter cancerígeno (E Domínguez & Vega-Valdés, 2015; Padhi et al., 2019; Sánchez-Murillo et al., 2019; Worrall et al., 2007), por ello la importancia del monitoreo de este parámetro como indicador de degradación.

Línea base

Para efectos de restauración de una turbera fuente de agua, la línea base debe ser el producto del levantamiento inicial de información sobre el uso y manejo histórico del suelo, presencia o ausencia de especies indicadoras, regulación y rendimiento hídrico, características del suelo y calidad del agua.

Al levantar información de línea base se deben definir sitios de monitoreo permanentes, los cuales deben mantenerse y/o adaptarse con la finalidad de evaluar la evolución temporal de las dinámicas de la turbera después de iniciados los procesos de restauración. Las consideraciones para implementar el monitoreo se detallan más adelante.

En el caso de no contar con información inicial de línea base se podrá realizar una conceptualización del estado de la turbera utilizando aproximaciones como, por ejemplo, el balance hídrico, la topografía, el análisis multitemporal de cambio de usos de suelo, las condiciones climáticas, etc. Sin embargo, estas aproximaciones pueden generar un alto rango de incertidumbre sobre el estado de degradación.

Ecosistemas de referencia

En el caso de que sea muy complicado levantar una línea base, debido a que el disturbio afectó mucho a la turbera, se puede establecer una turbera de referencia que no haya sido afectada. Se debe ser muy cuidadoso en la definición de un ecosistema de referencia pues la variabilidad espacial debe ser necesariamente tomada en cuenta. Encontrar una turbera con las mismas condiciones de la que ha sido degradada en términos de área, topografía, meteorología, edafología y geología es sumamente complicado, especialmente en los Andes donde estos factores varían en escalas espaciales muy pequeñas. La distancia entre la turbera a ser estudiada y la de referencia puede acortar las diferencias, es decir que, mientras más cerca se encuentren es más probable que conserven los mismos suelos, climatología, etc.

Conceptualización del estado de una turbera

Ya sea mediante el establecimiento de una línea base o de una turbera de referencia, el objeto es comprender en qué estado se encuentra la turbera degradada, qué funciones ecosistémicas e hidrológicas ha perdido, a qué impactos ha sido sometida, en qué etapa de degradación se encuentra. Con esta información se pueden definir estrategias de restauración adecuadas.





Fotografía: Gissela Chiquin

¿Cómo restaurar una turbera fuente de agua?

Antes de conocer cómo restaurar una turbera como fuente de agua, se debe recordar que es importante partir del conocimiento del estado de degradación de la turbera.

Al considerar a este ecosistema como una fuente de agua, el objetivo principal de la restauración es mantener o recuperar las funciones ecológicas relacionadas con el recurso hídrico. Una turbera como fuente de agua debe garantizar la generación de agua con una calidad adecuada y, además, debe producir agua de una manera sostenida en el tiempo, sin presentar diferencias tan marcadas entre caudales bajos y altos (buena regulación). Es deseable también que la turbera pueda generar la mayor cantidad de agua posible; en otras palabras, se espera que la mayor parte de agua que entra o alimenta a una turbera (ya sea por precipitación, escorrentía de laderas, manantiales, etc.) salga como caudal.

Para restaurar una turbera como fuente de agua se sugiere tener en cuenta la ejecución de las siguientes actividades:

- Definición de los objetivos de la restauración
- Análisis de alternativas para la restauración
- Implementación de estrategias de restauración

Definición de los objetivos de la restauración

Toda acción de restauración debe iniciarse con la identificación del objetivo que se desea alcanzar. Como reconocen Ahumada et al. (2011), el primer paso para optimizar las estrategias de restauración de una turbera es identificar las perturbaciones a las que ha sido sometida, permitiendo así definir la información requerida para su evaluación y seguimiento. Bajo esta premisa, es necesario identificar qué componente de la turbera necesita ser restaurado para influir sobre la calidad, el rendimiento y la regulación hídrica.

Objetivos específicos: calidad, cantidad (rendimiento) y regulación

Restaurar el rendimiento. Se entiende como rendimiento hídrico a la cantidad de agua que “sale” de un sistema hidrológico versus la cantidad de agua que “ingresó”. Un buen rendimiento hidrológico es cuando la mayor parte del agua que ingresó al sistema sale en forma de caudal (agua aprovechable bajo el objetivo de una turbera como fuente de agua). Por el contrario, un bajo rendimiento hídrico significa que la mayoría del agua que ingresó al sistema no sale en forma de caudal, es decir, las pérdidas que se produjeron dentro del sistema son muy grandes.

Restaurar una turbera bajo la premisa de aumentar su rendimiento como fuente de agua es complejo. Para optimizar el rendimiento se debe reducir las pérdidas o incrementar las entradas de agua. Aumentar la entrada de agua no es posible puesto que esta corresponde a la precipitación que cae en la cuenca y recarga las turberas.

Reducir las pérdidas es una tarea muy compleja dependiendo de la naturaleza de estas. Las pérdidas pueden deberse a varios motivos, por ejemplo, pérdidas por evapotranspiración están asociadas al tipo de vegetación presente en la turbera y su consumo de agua, o a factores atmosféricos que condicionan la evaporación de agua del suelo o cuerpos de agua superficiales. Existen también pérdidas por infiltración profunda, es decir, agua que penetra tanto en el suelo y las rocas a tal punto que no sale en forma de caudal. Como se observa, reducir las pérdidas en una turbera puede

no ser factible dado que la mayoría de ellas tienen un carácter difuso, dificultando una intervención puntual que pueda ser efectiva al menos a corto plazo.

Restaurar la regulación. Se entiende como regulación hídrica la capacidad que tiene el sistema de regular la salida del agua en el tiempo. Una buena regulación implica que la mayor parte del tiempo se tiene un caudal sostenido y poco variable, la diferencia entre flujos bajos y flujos altos no es muy grande. Una mala regulación implica que el sistema no posee la capacidad de sostener agua y, por lo tanto, en épocas de sequía los caudales son sumamente bajos, inclusive pueden desaparecer, mientras que en épocas lluviosas la mayor parte del agua que ingresa a la turbera la dejará rápidamente generando caudales muy altos.

Si se parte de la premisa de que la turbera es una fuente de agua, el objetivo de la restauración es contar con un caudal sostenido la mayor cantidad de tiempo. Un humedal pudo haber perdido su capacidad de regulación por intervenciones antrópicas como drenajes, donde el agua encontraba “rutas” de salida rápidas para dejar la turbera. Restaurar este tipo de impactos implica esfuerzos puntuales que pueden ser aplicados en territorio de manera efectiva. Sin embargo, la regulación también pudo haber sido afectada por impactos no tan puntuales, por ejemplo, por sobre compactación del suelo por sobrepastoreo, quemas o pérdida de la turba, este tipo de impactos más difusos serán más difíciles de afrontar a gran escala y requieren otro tipo de aproximación.

Restaurar la calidad. La calidad de agua siempre se asocia al uso que se le quiera dar a esa agua, pudiendo una fuente tener una calidad que sirva para un uso pero que no sea adecuada para otro. Por lo tanto, definir cuál es la calidad de agua deseable en función del uso que se le va a dar es crucial, por cuanto el agua naturalmente presentará variaciones en su “calidad”, entendiéndose esto último como variaciones en las concentraciones de diversos compuestos presentes en ella.

Restaurar la calidad del agua implica mantener la concentración de ciertos parámetros dentro de rangos adecuados y definidos para que su uso no se vea limitado. En este sentido existen un sinnúmero de compuestos que pueden estar presentes en el agua de manera natural cuyo balance se vio afectado por algún tipo de disturbio. Algunos ejemplos son la sobrecarga de nutrientes producto de actividad agrícola aguas arriba,

el aumento de sólidos suspendidos por erosión de las laderas de aporte, el aumento de contaminantes biológicos producto de actividades ganaderas, entre otros.

Restaurar la cobertura vegetal. El concepto de restaurar la cobertura vegetal de una turbera implica considerar que esta vegetación sea formadora de turba, esto engloba indirectamente la restauración de las funciones hidrológicas de estos ecosistemas. Bajo esta consideración se ha demostrado, por ejemplo, que hacer un manejo de la comunidad vegetal tiene influencia directa sobre la calidad del agua con especies que aumentan o disminuyen la concentración de carbono orgánico disuelto (Armstrong et al., 2012) o realizar un manejo de la comunidad vegetal hacia especies que consuman menos agua.

Definir el objetivo de restauración es crucial, ya que de este dependerán las acciones a tomarse y la manera de implementarlas para ser más costo-efectivos en el uso de recursos. Es importante recalcar que todos los objetivos de restauración tienen relevancia a su manera: no es lo ideal restaurar para aumentar el rendimiento hídrico si con ello se afecta de manera negativa la regulación y la calidad del agua.

Análisis de alternativas para la restauración

Evaluar las oportunidades y barreras de restauración

Cuando se pretende iniciar procesos de restauración o recuperación de turberas es necesario identificar todas las oportunidades y barreras que propicien o impidan el objetivo. De manera general, debemos darnos cuenta de que el interés de conservar las turberas puede ser muy transversal, cubriendo varios ejes de interés (Price et al., 2003). Esta transversalidad implica grandes oportunidades para iniciar procesos de restauración de turberas, lo cual permite abarcar los intereses de varios actores a la vez.

Las oportunidades de restauración pueden ir acompañadas de intereses por mejorar la hidrología, el ciclo de carbono, las interrelaciones de organismos, el cambio climático, el valor estético, resiliencia ante inundaciones y sequías, etc. (Martínez

Cortizas et al., 2001). Se entiende que al restaurar una turbera se le devolverá a esta sus funciones “naturales” lo que implica la restauración de no solo una sino de varias de sus funciones ecosistémicas. Por tanto, las oportunidades de restauración de una turbera deben ser definidas en función de los objetivos perseguidos por los actores interesados en su conservación, formulando de esta manera proyectos más robustos que puedan ser presentados ante autoridades para garantizar una implementación sostenible y sustentable.

Si bien existen varios actores que propician la restauración de una turbera, también existen otros que se oponen o limitan los procesos de restauración. Generalmente la oposición a la restauración de una turbera y de cualquier ecosistema está dada porque el opositor percibe mayor beneficio si continúa con sus actividades cotidianas. Por ejemplo, un hacendado que drenó una turbera para ampliar el espacio en el que pudiera tener su ganado no estaría a favor de restaurar la turbera porque su “beneficio” desaparecería. O puede ser alguna cuenca hidrográfica cuyas laderas sean aprovechadas para agricultura y generen una sobrecarga de nutrientes a la turbera en las partes bajas. Los agricultores perciben mayor “beneficio” realizando esta actividad en lugar de conservar las laderas y, por ende, la turbera.

Otro ejemplo no relacionado con la tenencia de tierra, sino más bien con su uso puede ser si la turbera se encuentra en una zona altamente concurrida: turberas que se encuentran en zonas con gran afluencia turística o cerca de carreteras, generalmente están más impactadas por la actividad antropogénica que turberas que se hallan en zonas remotas o de acceso restringido. El impacto de estas actividades humanas puede impedir o limitar los procesos de restauración implementados. Se debe reconocer que las barreras de restauración están ligadas al uso y la tenencia de la tierra, por lo que, en cada caso, habría que idear la estrategia adecuada para afrontar dichas barreras, brindando a todos los actores involucrados alternativas para lograr un consenso de ganar-ganar.

Selección de estrategias para la restauración

Una vez que se ha decidido empezar la restauración, se deben definir las estrategias que serán más efectivas, estas pueden estar categorizadas como activa y/o pasiva. La definición de la estrategia a implementarse depende de varios factores como las condiciones del sitio, la meta deseada (Lunt et al., 2010; Quinty & Rochefort, 2003) y los recursos disponibles. Dentro de las condiciones del sitio lo ideal es contar con la siguiente información:

- Uso histórico del suelo
 - Características de la turbera antes del disturbio
 - Uso y tenencia de tierra

- Características morfométricas del paisaje
 - Topografía y microtopografía
 - Características del paisaje de los alrededores

- Presencia y ausencia de especies indicadoras
 - Composición de la cobertura vegetal

- Regulación y rendimiento hídrico
 - Condiciones hidrológicas (ingresos, salidas y cambios en almacenamiento de agua)

- Suelos
 - Características de la turba referida a suelos

- Calidad de agua
 - Aspectos químicos

- Conclusiones de línea de base
 - Nivel de degradación actual

La restauración activa se entiende como toda acción que intente acelerar el proceso de restauración natural. La aplicación de una restauración activa se hace cuando el ecosistema se encuentra en un estado de degradación tan alto que es muy difícil o imposible que se recupere por sí solo (Ratajczak et al., 2018). Estas intervenciones en campo demandan logística de transporte, compra de insumos e instalación. Se entiende que la restauración activa demanda, por lo tanto, más recursos que la restauración pasiva; sin embargo, se espera que los resultados deseados sean alcanzados en menor tiempo.

La restauración pasiva consiste en dejar al ecosistema restaurarse por sí solo siempre que se hayan eliminado los factores de disturbio o tensionantes. La restauración pasiva es efectiva en ecosistemas degradados que aún poseen resiliencia y pueden recuperar sus características naturales después del disturbio. La restauración pasiva demanda menos recursos que la activa, pero sus resultados se observarán en mayor tiempo.

Implementación de estrategias de restauración

Restauración activa

La restauración activa puede ir desde la recuperación de la cobertura vegetal hasta el rehumedecimiento de la turbera, a través del bloqueo de drenajes o zanjas, y la redirección de cuerpos de agua como arroyos.

Bloqueo de zanjas. Las zanjas pueden ser rellenadas o bloqueadas con diferentes estructuras y materiales. La elección de la instalación depende de la historia de uso del suelo, el tiempo transcurrido desde la construcción de sistemas de drenaje, el presupuesto, la accesibilidad y limitaciones topográficas del terreno.

Si un sitio es remoto y no es utilizado con frecuencia, la estética de las presas es menos importante que para un sitio frecuentado por actividades como el turismo.

El relleno de zanjas es costoso y puede alterar aún más el ecosistema por el acarreo del material de relleno y el tránsito constante del personal destinado a la restauración. En lo posible, se deben rellenar los drenajes con material de una turbera cercana sin llegar a alterarla, lo ideal es aprovechar si existe alguna obra de infraestructura en la que se dé remoción de turba en los alrededores.

Los trabajos deben realizarse durante el período más seco del año. Si la obra ha de realizarse durante un periodo húmedo o si el agua está permanentemente en las zanjas, es necesario –de ser posible- evacuar el agua mediante una bomba para asegurar una mejor adherencia de los diques (Kozulin et al., 2010).

Las zanjas ubicadas en laderas empinadas tienden a erosionarse a mayor velocidad que las situadas en laderas más suaves (Joseph Holden et al., 2007). Para los proyectos de restauración tendrán que adoptarse estrategias individuales a las condiciones topográficas particulares y a la posición dentro del paisaje. Se recomienda, en primer lugar, el bloqueo de los drenajes en las laderas superiores para minimizar la presión de la acumulación de flujo en las presas aguas abajo (Parry et al., 2014).

El bloqueo de las zanjas puede hacerse con diques de madera o con pacas de heno.

Diques de madera. Esta técnica tiene como objetivo detener el flujo de agua en las zanjas de drenaje para redistribuir una parte del agua en la turba.

Al usar diques de madera es necesario tener en cuenta aspectos como el volumen de agua que debe retenerse y la pendiente (Armstrong et al., 2009). Si la pendiente es mayor, los diques deben estar más cerca (Landry & Rochefort, 2012), esto reducirá la velocidad del agua. Es decir, se debe prestar mucha atención para decidir cuántos diques serán instalados, porque, de ser muy pocos, se podrían conseguir efectos muy localizados alrededor de estos y no en toda la turbera.

Los diques deben cubrir el ancho de la zanja y sus orillas para favorecer una mejor redistribución del agua a su alrededor, esto asegura que el agua no fluya alrededor del dique y vuelva a la zanja (Armstrong et al., 2009). Los bloqueos deben ser más altos

que la superficie circundante en unos 30 cm y extenderse de 1 a 2 m a cada lado de las zanjas. Además, deben llegar a una profundidad tal, que no permitan la infiltración y regreso del agua. Se recomienda la estructura de tablones verticales, asegurados con otros transversales, sin llegar al sustrato mineral porque puede provocar la pérdida de agua y contaminar el lugar de restauración con suelo mineral y favorecer la colonización de especies que no son de turberas. Los tablones se colocan uno junto al otro totalmente pegados entre sí, de tal manera que el agua no pueda pasar entre ellos.

Para evitar la erosión de los lados del dique y del fondo de la zanja, se recomienda hacer escotaduras o cortes en los diques.



Fotografías: Mikelle Almeida S. Gissela Chiquín

Figura 8. Bloqueo de drenajes mediante diques de madera

Es aconsejable utilizar tipos de madera que sea estable y no se pudra fácilmente (Landry & Rochefort, 2012), pueden ser de especies exóticas que no impacten el ecosistema a intervenir como *Eucalyptus sp.* (Eucalipto), *Pinus radiata D. Don* (Pino) ó *Cupressus sempervirens L.*(Ciprés).

Dique con pacas de paja. En una turbera que se drena mediante pequeñas zanjas, una opción para bloquear las zanjas es el uso de pacas de paja (Evans et al., 2005). Las pacas de paja son, según la región, fácilmente accesibles y asequibles. Al ser naturales, estas estructuras son una opción estéticamente agradable y puede colocarse vegetación asegurada con manto textil y semillas para fijarlas a largo plazo

y propiciar la formación de turba. Sin embargo, para implementar esta estrategia se debe considerar la inundación, cuando el nivel freático desciende las pacas quedan expuestas a factores como la descomposición y la intervención de la fauna herbívora que puede sentirse atraída por estas estructuras y destruirlas.

Restauración pasiva

La restauración pasiva está estrictamente condicionada a la implementación y sostenibilidad de una serie de acciones que garanticen la recuperación del ecosistema, entre ellas las mencionadas a continuación:

Eliminación de tensionantes. Por tensionantes o barreras a la restauración ecológica se entiende todos aquellos factores que impiden, limitan o desvían la sucesión natural en áreas alteradas por disturbios naturales y antrópicos (Vargas, 2007).

Una de las primeras acciones para recuperar un ecosistema es retirar factores que impiden la recuperación natural. Para esto es importante identificar los disturbios directos e indirectos.

A continuación, se presentan alternativas para disminuir las presiones de los tensionantes principales en los páramos.

Baja de carga animal. La disminución de la cantidad de ganado alivia la presión sobre los suelos y la vegetación y, por ende, favorece la capacidad de retener agua en los ecosistemas altoandinos. En las zonas andinas existen caballos, vacas, ovejas y camélidos remanentes de las épocas donde estas extensiones sirvieron como haciendas. En estos casos se puede invitar a las comunidades cercanas a participar de la baja de carga y un mecanismo que puede incentivar esta actividad, es la entrega de los animales capturados a la comunidad.

Además, se pueden establecer acuerdos con comunidades o propietarios vecinos para delimitar áreas específicas para pastoreo de ganado. Cuando los acuerdos se agotan los

mecanismos legales pueden ser una alternativa. Los páramos son ecosistemas frágiles y en varios países existe normativa que regula el uso del suelo en estos paisajes. En última instancia pueden colocarse cercas para evitar el paso del ganado. Las cercas con postes de plástico reciclado son una alternativa ecológica. La electricidad en la cerca puede reforzar la seguridad para disuadir al ganado de ingresar. Aunque dependiendo del lugar y de la influencia del ganado, también se pueden usar otro tipo de cercas como las cercas vivas.



Fotografía: Mikelle Almeida S.

Figura 9. Cerca eléctrica con postes reciclados. El efecto positivo de la cerca se observa en el lado derecho de la imagen. La vegetación con tonalidad más amarilla presenta cambios debido al aislamiento del ganado

Control y vigilancia. Tanto la restauración activa como la pasiva pueden fracasar si existen tensionantes o presiones sobre la recuperación de los ecosistemas. Áreas de importancia o interés hídrico tienen la necesidad de control permanente de los tensionantes. Esto puede solventarse con vigilancia ejecutada por personal capacitado para realizar rondas de control en el área. A través de rutas de control y vigilancia, se puede hacer frente a presiones como el turismo, el ingreso de ganado, quemas, caza, etc. Para la definición de las rutas es importante un mapeo de las fuentes de presión y de los sitios de importancia hídrica o fragilidad, como las cabeceras de cuencas, vertientes, turberas, etc. Este personal también puede estar involucrado en el monitoreo de la restauración o del comportamiento del ecosistema.



Fotografía: Mikelle Almeida S

Figura 10. A. Intervención ante un incendio, B. Guardaparámos en su labor de vigilancia

Delimitación de uso de suelo para conservación. La conservación, restauración, manejo y monitoreo de un área de interés hídrico puede ser más fácil si se delimita el uso de suelo para estos fines. Para asegurar la disponibilidad y calidad del recurso hídrico debe contemplarse como estrategias: la creación de acuerdos de conservación con diversos actores en el territorio y, de existir la posibilidad, la compra de predios para facilitar la gestión del recurso. La segunda opción se debe evaluar como alternativa cuando no exista otra posibilidad para delimitar las áreas.

Una vez aplicadas las estrategias de restauración en una turbera fuente de agua, es necesario mantener un programa de monitoreo continuo que permita dar seguimiento y evaluar la eficacia de las estrategias implementadas.





¿Qué y cómo monitorear la restauración de una turbera como fuente de agua?

Para tener evidencia de la eficacia de las medidas de restauración es necesario contar con un plan de monitoreo. Solo aquello que se mide puede entenderse. Bajo esta perspectiva, cuando se habla de monitoreo lo ideal, pero irreal, es medir todo lo que se pueda a una escala espacial muy fina y con frecuencia temporal alta. Por ejemplo, tener una serie de sensores de nivel de agua, instalados en varios pozos cubriendo toda una turbera y con registros cada 5 minutos.

En la práctica, el monitoreo debe ser conjugado con la cantidad de recursos de que se dispone y con los indicadores claves que permitan evidenciar el impacto deseado de la restauración. Ahí radica la importancia de conocer de manera general las dinámicas de la turbera y de cada uno de sus componentes para definir la escala temporal y espacial del monitoreo. Es importante señalar que muchas turberas en el mundo han sido objeto de restauración desde hace muchos años, sin embargo, existe poca evidencia de su eficacia por la falta de monitoreo y la estandarización de las técnicas de medición (Parry et al., 2014).

Existen variables climáticas e hidrológicas altamente complejas temporal y espacialmente, en particular en los ecosistemas montañosos como los Andes. Una muestra de estas variables son la precipitación y el caudal, los cuales serán altamente reactivos en periodos de tiempo cortos, especialmente en cuencas de cabecera. Por lo tanto, es necesario monitorear estas variables con equipos e instrumentos que permitan contar con un registro continuo y de alta frecuencia.

Una variable que se espera sea poco reactiva en periodos cortos de tiempo es la vegetación, cuyo monitoreo se debe realizar, necesariamente, en escalas de tiempo mucho mayores que la precipitación y caudal para evidenciar algún cambio. Dentro de este mismo grupo se puede incluir a los suelos o las propiedades químicas de la turba.

Otra consideración deseable es que el monitoreo de una turbera se inicie antes de implementar las medidas de restauración. Esto con el objetivo de contar con una línea base sólida de todas las variables que se espera que cambien en el tiempo después de la restauración. Cuando no es posible empezar el monitoreo antes de la restauración, se puede monitorear un ecosistema de referencia, aunque no es lo ideal por la gran variabilidad que presentan las turberas. El diseño de monitoreo (puntos, frecuencia, técnicas, etc.) debe ser el mismo antes y después de la restauración para poder contar con sets de datos comparables en el tiempo.

Finalmente, se debe garantizar la continuidad del monitoreo en el tiempo para no apresurar conclusiones acerca de la evolución de la turbera. Por ejemplo, existe evidencia de que a corto plazo la restauración de turberas drenadas empeora la calidad de agua y generación de metano como consecuencia de un estado de transición de un estado a otro (inestabilidad); no obstante, a mediano y largo plazo estas dinámicas cambian y se observan efectos positivos propios de un ecosistema en buen estado (Lunt et al., 2010). Por otro lado, la continuidad del monitoreo en el tiempo permite evidenciar los cambios de aquellas variables que poseen una dinámica temporal sumamente baja, por ejemplo, algunas turberas de Reino Unido han tardado décadas en evidenciar cambios en su cobertura vegetal, fenómeno que de no ser por el monitoreo a largo plazo no se habría observado.

Nivel operativo

Como se mencionó, el diseño del monitoreo dependerá de la variable a monitorear. A continuación, se plantea la frecuencia recomendada de monitoreo y los instrumentos mínimos para realizarlo por componente.

Monitoreo hidrometeorológico

Dentro de esta categoría se tienen variables altamente reactivas como la precipitación y el caudal. Se recomienda realizar el monitoreo de estas variables mediante instrumentos automáticos con frecuencia de registro de 5 minutos para entender la dinámica a nivel de eventos. Los equipos para monitorear ambas variables son relativamente económicos, fáciles de operar y mantener. En el caso de la precipitación se recomienda pluviómetros de balancín con un datalogger (registrador de datos) para registro de pulsos. En el caso del caudal se puede optar por un sistema de medición de nivel de agua, el cual deberá ser traducido posteriormente a caudal utilizando una ecuación de relación “nivel vs. caudal”, conocida como curva de descarga. El sistema de medición de nivel se puede realizar con varios instrumentos ya sean de presión con compensación barométrica, radares o capacitivos. Dependiendo de la escala espacial a monitorear se deberá evaluar la cantidad de equipos a instalarse.

Dentro del monitoreo hidrometeorológico también es recomendable utilizar una estación meteorológica para monitorear variables como temperatura, humedad relativa del aire, velocidad del viento y radiación para poder calcular indicadores como la Evapotranspiración Potencial (ET_o) que puede darse en la turbera. Al tratarse de una medición indirecta, la frecuencia de registro puede reducirse a horaria o diaria para, de esta manera, capturar la variabilidad propia de la climatología del sitio y reducir el error que cada medición puntual podría tener a una frecuencia de 5 minutos. La gama de los equipos a instalarse se deberá evaluar en función de los objetivos, los recursos y el tiempo que se plantea mantener el monitoreo. Los sensores de mejor gama suelen tener mejor precisión y mayor vida útil que los de menor gama, sin embargo, esto siempre debe ser evaluado con proveedores locales.

Otra variable que puede derivarse de una estación meteorológica es la humedad del suelo. La reacción de esta variable en el tiempo será muy dependiente de las características propias de los suelos de la turbera, sin embargo, en los suelos altoandinos se observa que el monitoreo horario de esta variable es suficiente, ya que se capta toda la variabilidad. El monitoreo de esta variable es sumamente importante porque muestra la cantidad de agua presente en el suelo de la turbera, lo cual evidencia la

dinámica de almacenamiento de agua en el tiempo. En lo posible la humedad del suelo debe monitorearse cubriendo espacialmente zonas representativas de la turbera y, además, en varios horizontes para caracterizar los gradientes tanto horizontales como verticales de almacenamiento.



Fotografías: A: Braulio Labuette, B: Paola Fuentes.

Figura 11. A. Perfil del suelo de una turbera, B. Sensores de humedad del suelo a diferentes profundidades de una turbera

Finalmente, las variaciones del nivel freático, el potencial del suelo y la determinación de las direcciones de flujos pueden ser monitoreados mediante una red de pozos y piezómetros que se instalan organizados en transectos, cubriendo zonas representativas a lo largo de la turbera, preferentemente donde se levantó la línea base y donde se implementó la restauración. El número de transectos, pozos y piezómetros deberá ser definido en función del tamaño de la turbera a estudiar. La frecuencia de medición de estas variables debería ser, idealmente, horaria para ver cambios en los niveles de

agua ante eventos de precipitación; pero, en la práctica se pueden instalar sensores de nivel en pozos y piezómetros representativos a lo largo de la turbera. Para definir qué pozos o piezómetros son representativos, se puede empezar con un monitoreo manual de medición de altura de agua a una frecuencia semanal o quincenal; este monitoreo idealmente debería cubrir un año hidrológico completo con épocas secas y húmedas.

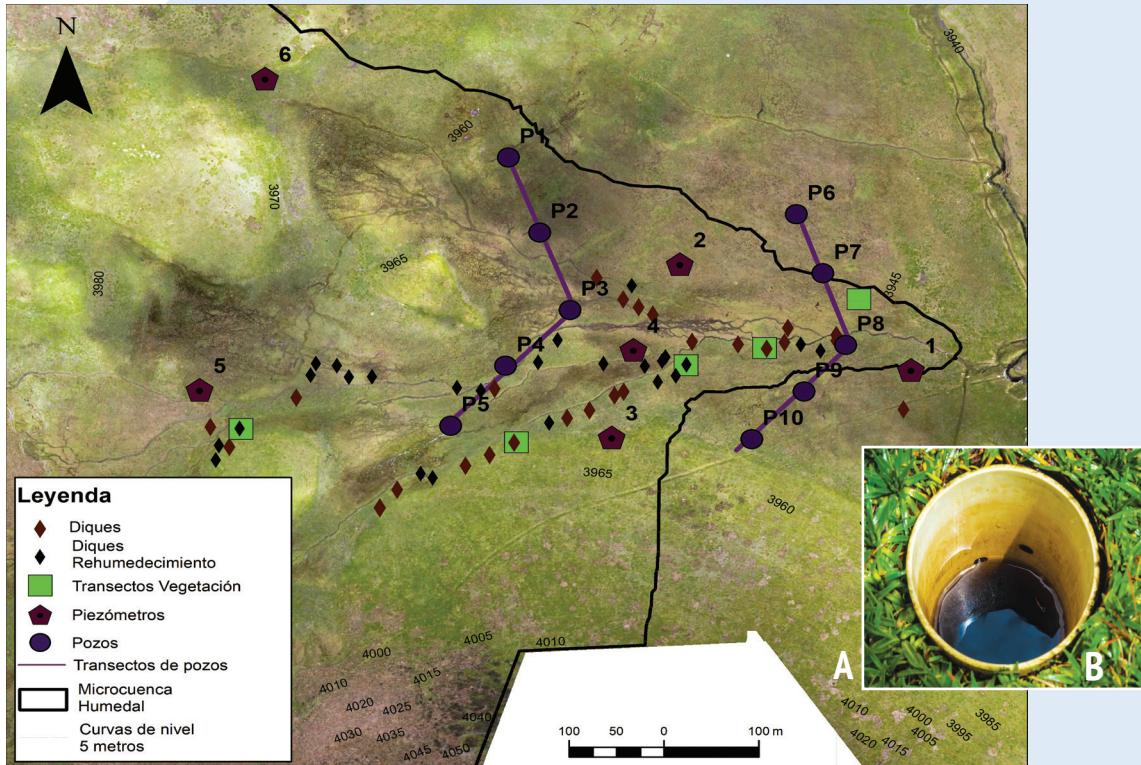


Figura 12. A. Esquema de instalación de pozos y piezómetros en una turbera, B. Pozo de monitoreo de nivel freático

Monitoreo de cobertura vegetal

La dinámica de la vegetación es muy diferente a la de las variables hidrometeorológicas, por tanto, su monitoreo también es diferente en tiempo y espacio. Los cambios que se pueden producir en la vegetación no son tan rápidos, especialmente en ecosistemas andinos, por lo cual, la frecuencia de monitoreo puede ser mucho más amplia. Es recomendable realizar monitoreos trimestrales o semestrales, con la intención de caracterizar sitios representativos de varias coberturas dentro de las turberas. Para el monitoreo se recomienda seguir los procedimientos descritos a continuación:

Muestreo mediante transectos. El transecto (rectángulo de tamaño variable con una línea central a seguir por la cual se realiza el muestreo a lo largo de un gradiente) se dividirá de tal manera que se pueda obtener información de cada tipo de cobertura.

Muestreo mediante cuadrantes. Son superficies de 1 m^2 ($1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$) que se distribuirán dentro de un transecto. El monitoreo dentro de los cuadrantes permite registrar la composición, riqueza y abundancia de especies; se puede realizar mediante dos metodologías:

- Estimación visual: se realizan diez subdivisiones horizontales y verticales en el cuadrante (100 cuadrados de 10 cm^2) donde, mediante estimación visual, se considera el porcentaje de cada especie de planta vascular, no vascular, y el porcentaje de los sustratos presentes (grava, suelo, arena, hojarasca, agua, etc.).
- Puntos de intersección: utilizando una vara delgada situada verticalmente, se anota la primera especie que entra en contacto con la misma. La vara se colocará en los puntos de intersección de los cuadrados de 10 cm^2 y en total se contará con 100 puntos.

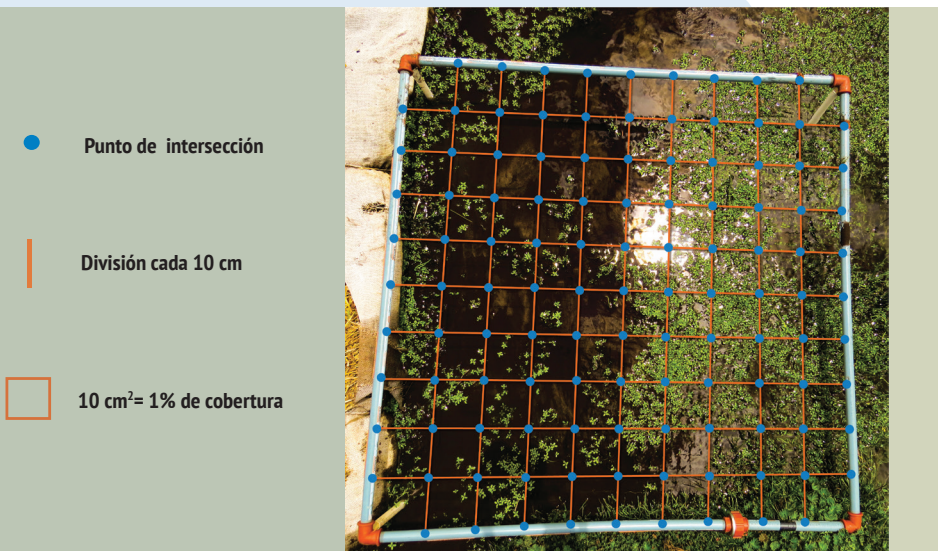


Figura 13. Monitoreo de cobertura vegetal mediante cuadrantes de 1 m^2

Muestreo mediante registro fotográfico. Es una metodología complementaria al muestreo de cuadrantes, que permite obtener un registro del cambio de la estructura con mayor frecuencia, pues se realiza de manera más rápida en campo. Existen dos tipos de registros fotográficos:

- Fotografías de cuadrantes: Consiste en fotografiar los cuadrantes perpendicularmente desde el suelo a una altura de aproximadamente 2 m. Debe haber consistencia entre fotografías intentando siempre mantener la orientación, relación de aspecto, apertura y, en lo posible, utilizar la misma cámara.

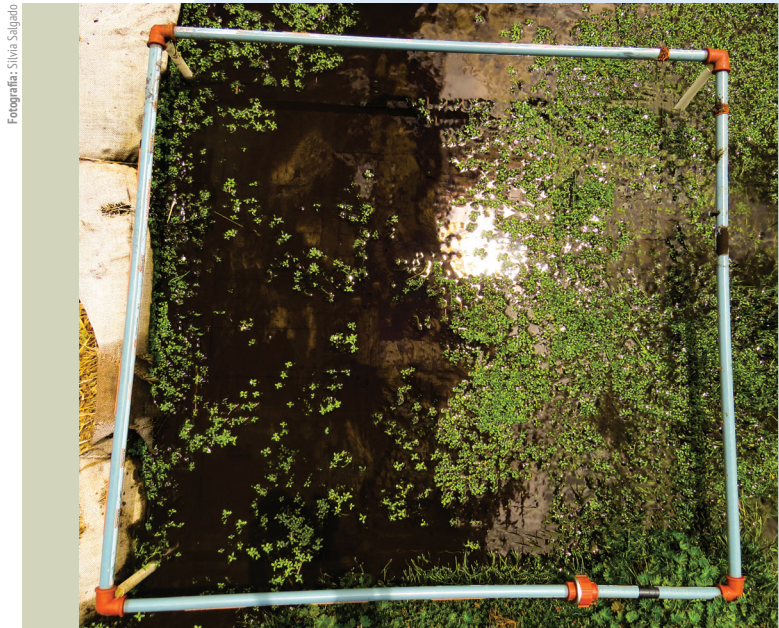


Figura 14. Monitoreo de vegetación a través de fotografías

- Fotografías de toda la turbera: Para evidenciar temporalmente cómo cambia la turbera se pueden tomar fotografías desde un punto fijo, siempre con la misma orientación o también se pueden tomar fotografías

con drones. Adicionalmente a las fotografías tradicionales y dependiendo de la extensión de la turbera, se puede examinar su evolución mediante análisis multitemporal de imágenes satelitales que permitan calcular índices como el NDVI (índice normalizado de diferencia de vegetación).

Monitoreo de suelos

Al igual que los cambios en la cobertura vegetal, no se espera que los cambios en las propiedades hidrofísicas de los suelos sean evidentes en una escala temporal que amerite un monitoreo de alta frecuencia (Schimelpfenig et al., 2014). Un monitoreo con una frecuencia bianual es recomendable para evidenciar cambios y tratar de cubrir épocas secas y húmedas.

Durante los monitoreos, se deben caracterizar prioritariamente los horizontes poco profundos pues estos serán los más afectados por los procesos de restauración y por la evolución de la turba. Las mediciones deben comprender las siguientes variables:

- Descripción general: Tipo y porcentaje de fragmentos rocosos, abundancia y tamaño de moteados, tipo y abundancia de poros, presencia de flujos preferenciales, textura y estructura
- Humedad del suelo
- Contenido de agua en saturación
- Conductividad hidráulica saturada (Ksat)
- Capacidad de infiltración
- Porosidad
- Densidad aparente y real
- Contenido de materia orgánica
- Conductividad eléctrica y pH
- Curvas de retención de humedad (curvas pF)

La variabilidad espacial de las propiedades hidrofísicas de los suelos debe ser tomada en cuenta cuando se realiza una campaña de monitoreo. Primero se debe definir el tipo de coberturas vegetales dominantes a escala de todo el humedal. Se recomienda distribuir 3 o 4 puntos de monitoreo por cada cobertura. Dentro de los puntos se deben muestrear distintas profundidades que respondan al número de horizontes presente. Es decir, se muestrearán 3 profundidades si se reconocen 3 horizontes. Cada profundidad debe ser evaluada mediante 3 réplicas del ensayo en campo (entre ellas, conductividad hidráulica saturada) o tomando 3 muestras para análisis en laboratorio (podrían ser 3 muestras para determinar pH).

Fotografías: Braulio Lahmann



Figura 15. A. Caracterización de un agregado de suelo, B. Toma de muestra inalterada para análisis de densidad aparente

Monitoreo del agua

Los distintos compuestos presentes en el agua de una turbera pueden tener dinámicas muy variadas porque pueden reaccionar inmediatamente a una intervención, a saber, a un ingreso muy alto de nutrientes por fertilización. Asimismo, pueden presentar

dinámicas estacionales que se reflejarán en el mediano plazo. En el caso de que los mecanismos de generación de flujo cambien a raíz de la implementación de las estrategias de restauración, con el tiempo se esperará que la calidad de agua de la turbera también cambie al mediano y/o largo plazo (Ardón et al., 2010; Song et al., 2007). Por ello es necesario conjugar el monitoreo de calidad del agua al nivel de eventos y periodos estacionales en los diversos compartimentos de la turbera.

El monitoreo a nivel de compartimentos se refiere a la toma de muestras de agua en las entradas, dentro y a las salidas de la turbera.

Como entradas se deberían considerar al menos la precipitación, las vertientes que alimentan a la turbera y la escorrentía superficial y subsuperficial de las laderas.

Dentro del sistema se deberían considerar al menos el agua almacenada en la turba, y el agua almacenada en los distintos horizontes del suelo y en cuerpos superficiales.

En lo referente a las salidas de agua, el muestreo es posible cuando el flujo de salida presenta un cauce visiblemente marcado.

En cada uno de los compartimentos se debería contar, al menos, con un punto de muestreo en el que se realicen mediciones de los parámetros de interés a una frecuencia trimestral, intentando tomar las muestras en condiciones variadas de flujo. Se podría caracterizar la química del agua en caudales base, medios y en crecidas. Para maximizar la posibilidad de contar con datos de química del agua en un amplio rango de caudales, los monitoreos se realizan en épocas muy húmedas, muy secas y en épocas de transición.

En cuanto a los parámetros de interés, estos deberán ser evaluados dependiendo del objetivo y de las condiciones previas a la restauración: si se tenía una turbera altamente impactada por ingreso de nutrientes, se deberán determinar concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio (Venterink et al., 2002). Si el interés es la cantidad de carbono que se exporta desde la turbera, se deberán analizar parámetros como el carbono orgánico disuelto y total. Adicionalmente, durante cada campaña, se pueden levantar parámetros in situ como pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez y temperatura.

Las muestras de agua colectadas deben ser, necesariamente, analizadas en laboratorios de agua certificados que cuenten con técnicas de medición capaces de determinar concentraciones reales de los parámetros de interés.

Contar con concentraciones reales permite discernir compuestos indicadores de cambio de estado en la calidad de agua, además de considerarlos base para la calibración de equipos multiparamétricos como sondas espectrofotométricas de medición in situ.

Fotografías: Paola Fuentes



Figura 16. Toma de muestras para análisis de calidad de agua.



CAPÍTULO 2

Restauración de la turbera de Pugllohuma

Paola Fuentes
Silvia Salgado
Tania Calle
Juan José Herrera
Gissela Chiquin
Juliette Lune Delerue

Fondo para la Protección del Agua (FONAG)





Restauración de la turbera de Pugllohuma

El proyecto de restauración de la turbera de Pugllohuma fue manejado por el Fondo para la protección del Agua (FONAG), cuya misión es la conservación y gestión del recurso hídrico para el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ).

Las turberas son un tipo de humedal y se ha comprobado que las cuencas con mayor área de estos ecosistemas tienen una mayor producción de agua y, durante condiciones secas, son la principal fuente de regulación de caudal en los páramos (Mosquera, Lazo, Célleri, Wilcox, & Crespo, 2015), allí radica la importancia de conservarlas y o recuperarlas.

A lo largo de la cuenca alta del Guayllabamba –ámbito del FONAG–, se encuentran zonas de turberas altoandinas en diferentes estados de degradación debido, principalmente, a las prácticas vinculadas con el pastoreo.

En el año 2016, el FONAG, en coordinación con la Empresa de Agua Potable y Saneamiento de Quito (EPMAPS), comenzó acciones encaminadas a la restauración y conservación de las turberas en las Áreas de Conservación Hídrica Antisana y Alto Pita, concentrando esfuerzos en estas zonas por su importancia hídrica, y por la accesibilidad y potencial de restauración, con la finalidad de recuperar la función ecológica de estos ecosistemas que abastecen de agua a la ciudad de Quito.

El caso de estudio presentado a continuación es representativo de las turberas que maneja el FONAG, por su estado de degradación e importancia hídrica y es uno de los sitios donde se han emprendido acciones de restauración activa. A pesar de contar con una línea base limitada, la respuesta a la restauración de este sitio es positiva. En este capítulo se hace un breve recuento de la historia de este sitio y descripción del desarrollo de la restauración, monitoreo y resultados.



Fotografía: Calisto Díaz

Descripción general e historia de uso

La turbera de Pugllohuma tiene un área de aproximadamente 14 has ($0^{\circ}30'1.462''S$; $-78^{\circ}12'50.12''W$), y está ubicada en la provincia de Napo dentro del Área de Conservación Hídrica Antisana, manejada por el FONAG. Esta turbera se encuentra a 4.115 m.s.n.m y su precipitación promedio anual es de 800 mm, con una temperatura promedio de $6,5^{\circ}C$. Su eje más largo desciende en dirección hacia el sur oeste desde 4.111 hasta 4.091 m con una inclinación promedio de $6,65^{\circ}$, lo que corresponde a un terreno con pendiente suave. Es un aporte del río Antisana, más abajo captado por la Empresa de Agua Potable de Quito en el sistema La Mica Quito Sur.

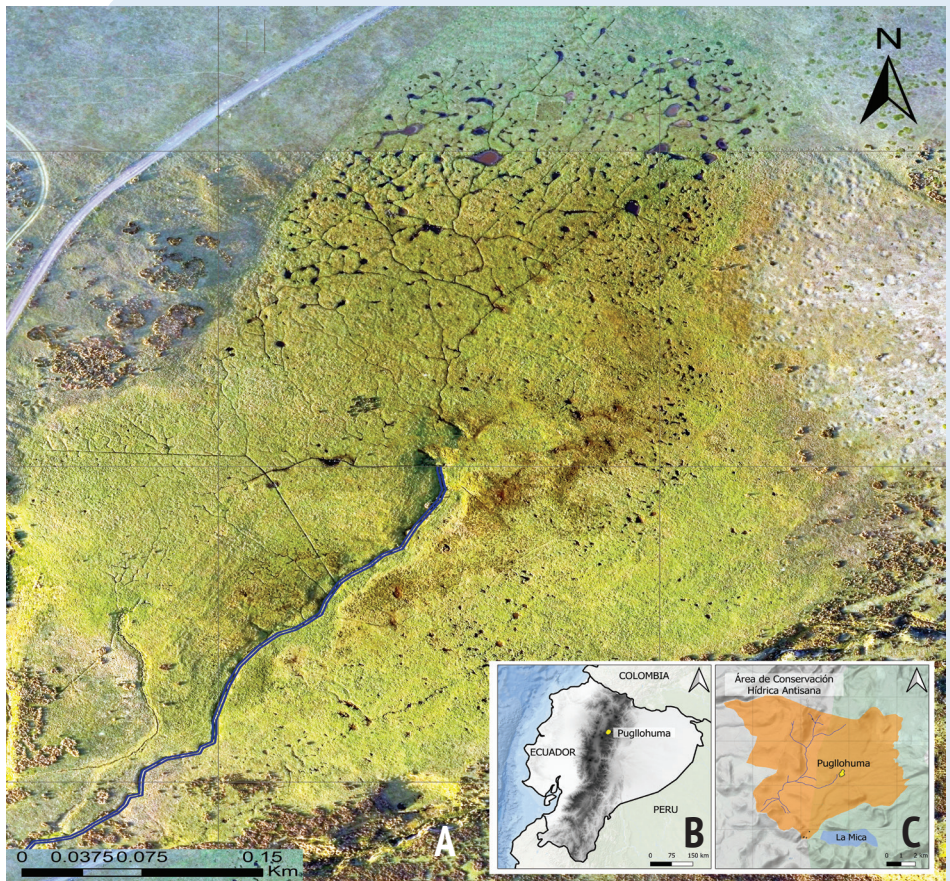


Figura 17. A. Turbera Pugllohuma, B. Ubicación de Pugllohuma en el Ecuador. C. Área de Conservación Hídrica Antisana

Pugllohuma es de tipo estacional, debido a que su saturación depende, en gran parte, de la precipitación, a pesar de que también recibe flujos de escorrentía subsuperficial y subterránea de las vertientes propias y vecinas. Su gradiente de humedad aumenta desde los extremos, hacia el centro. Este gradiente se ve reflejado por la vegetación que se encuentra en ambas zonas (Figura 18). En los extremos más secos hay una dominancia de *Calamagrostis intermedia* y *Plantago rigida*, mientras que en el centro hay una mayor presencia de *Werneria spp.*, briofitas como *Sphagnum spp.*, almohadillas de *Distichia muscoides* y *Oreobolus sp.* e individuos dispersos de *Eleocharis cf. acicularis* e *Isolepis sp.* inmersos en una matriz dominante de *Plantago rigida* (Ortiz y Toapanta 2019).

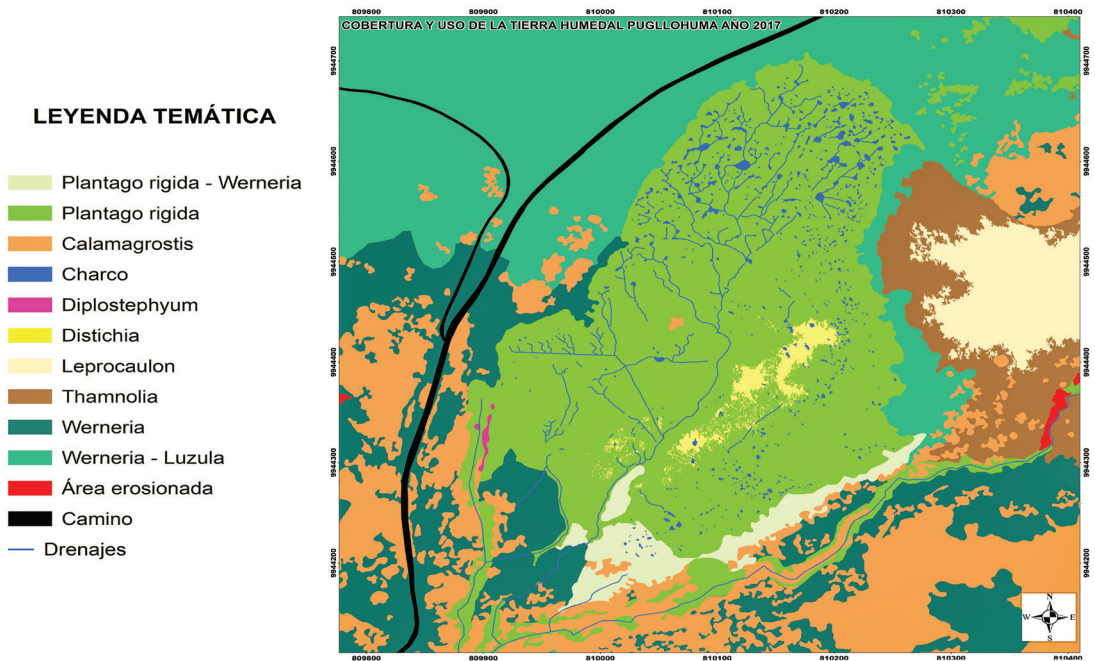


Figura 18. Mapa de las comunidades vegetales de la turbera de Pugllohuma

Según Hernández y Monasterio (2005), las comunidades vegetales de las turberas altoandinas se diferencian entre sí por su posición topográfica, y están relacionadas con diferentes fases fenológicas como floración, germinación y establecimiento de plántulas.

La presencia de algunas especies puede estar sincronizada con las fluctuaciones del nivel hídrico, dependientes de su magnitud, duración, frecuencia y estacionalidad. Sin embargo, todavía falta entender la influencia de estos factores sobre la vegetación, en turberas fuertemente impactadas.

Las actividades antrópicas en la zona del Antisana datan de más de un siglo, con la presencia de grandes cantidades de ganado vacuno en el siglo XIX y de ovejas en el siglo XX, tanto que exploradores como Humboldt, en 1802, mencionaron en sus diarios esta particularidad sobre el uso del suelo ganadero (Grubb, Lloyd, Pennington y Páez-Bimos 2020). Durante más de 100 años, esta turbera formó parte de la extensa hacienda Antisana, propiedad que fue adquirida en el año 2010 por la EPMAPS, para proteger las microcuencas de los ríos Antisana y Jatunhuayco, de gran importancia para el DMQ.

Durante el régimen de hacienda, según familiares de guardapáramos del FONAG que trabajaron en la propiedad, existían aproximadamente 22.000 animales (entre ganado vacuno, equino y ovino), de los cuales 17.000 eran ovejas (Figura 19). Estas actividades provocaron un fuerte impacto en los ecosistemas del páramo y, como consecuencia, en sus recursos hídricos.

Fotografía: Francisco Prieto Albuja



Figura 19. Actividad ganadera en la hacienda Antisana, año 2001

Pugllohuma fue una de las áreas destinadas a uso ganadero, para lo cual se construyeron alrededor de 3.680 m de zanjas (“sangraderas”) para secarla y así facilitar el ingreso de ganado. Estas zanjas actualmente conectan aproximadamente 100 pozas que canalizan el agua hasta un drenaje natural de la turbera (Figura 20). Según personal que trabajó en el lugar, esta acción evitó que “las ovejas consuman el agua y se enfermen” (FONAG, 2016).



Figura 20. A y B Zanjas (drenajes artificiales)

Fotografía: C. Fabricio Gavilanez



Figura 20. C. Vista aérea de zanjas tomadas con un dron, año 2011.



Proceso de restauración de Pugllohuma

La restauración activa de Pugllohuma se realizó bloqueando las zanjas artificiales con diques de madera con la finalidad de mitigar su desecamiento y así mejorar sus condiciones hídricas. En junio del año 2017, durante un proceso de capacitación con la Universidad San Francisco de Quito (USFQ), se instalaron los primeros diques -a modo de prueba-, y en noviembre del mismo año se continuó el bloqueo de zanjas en el resto de la turbera.

La técnica de bloqueo con barreras de madera es muy utilizada, debido a que es fácil de implementarla y por su bajo costo. El objetivo de bloquear las zanjas es frenar el flujo del agua a través de la implementación de una serie de diques que limiten la escorrentía y el drenaje de la turbera (Chimner, R. y Cooper DJ, 2017). Los diques fueron contruidos usando madera de eucalipto, pino o ciprés.

El bloqueo se realizó en dos fases. En la primera, se construyeron 50 diques en las zanjas más grandes que presentaban mayor velocidad de flujo de agua (Figura 21). Los diques se colocaron tanto en las salidas de las pozas, como en las zanjas que las conectan, con el propósito de retener el agua por más tiempo y generar mejores condiciones ambientales para el establecimiento de vegetación propia de turberas. Con base en la experiencia de la primera fase, en la segunda etapa de restauración en 2019, se incrementaron 100 diques adicionales, instalados de la misma manera.

Los diques de madera limitan la escorrentía
y el drenaje de la turbera





Fotografía: Diego Nivaloneira

Figura 21. Bloqueo de drenaje

Monitoreo y resultados de la restauración de Pugllohuma

Los resultados de la restauración de Pugllohuma se presentan en dos niveles: dinámica hídrica y cobertura vegetal.

Dinámica hídrica

Antes de la restauración, se monitoreó mensualmente el nivel freático de la turbera, durante un año; se utilizaron 18 pozos ubicados en cuatro transectos perpendiculares a las zanjas de drenaje. Además, se instalaron dos sensores que registran cada 5 minutos el cambio de presión, que se traduce a la altura del nivel del agua. Al emplear esta información mediante un análisis de recesión del nivel freático se puede ver la capacidad de retención de la turbera en épocas secas y húmedas (Figura 22).

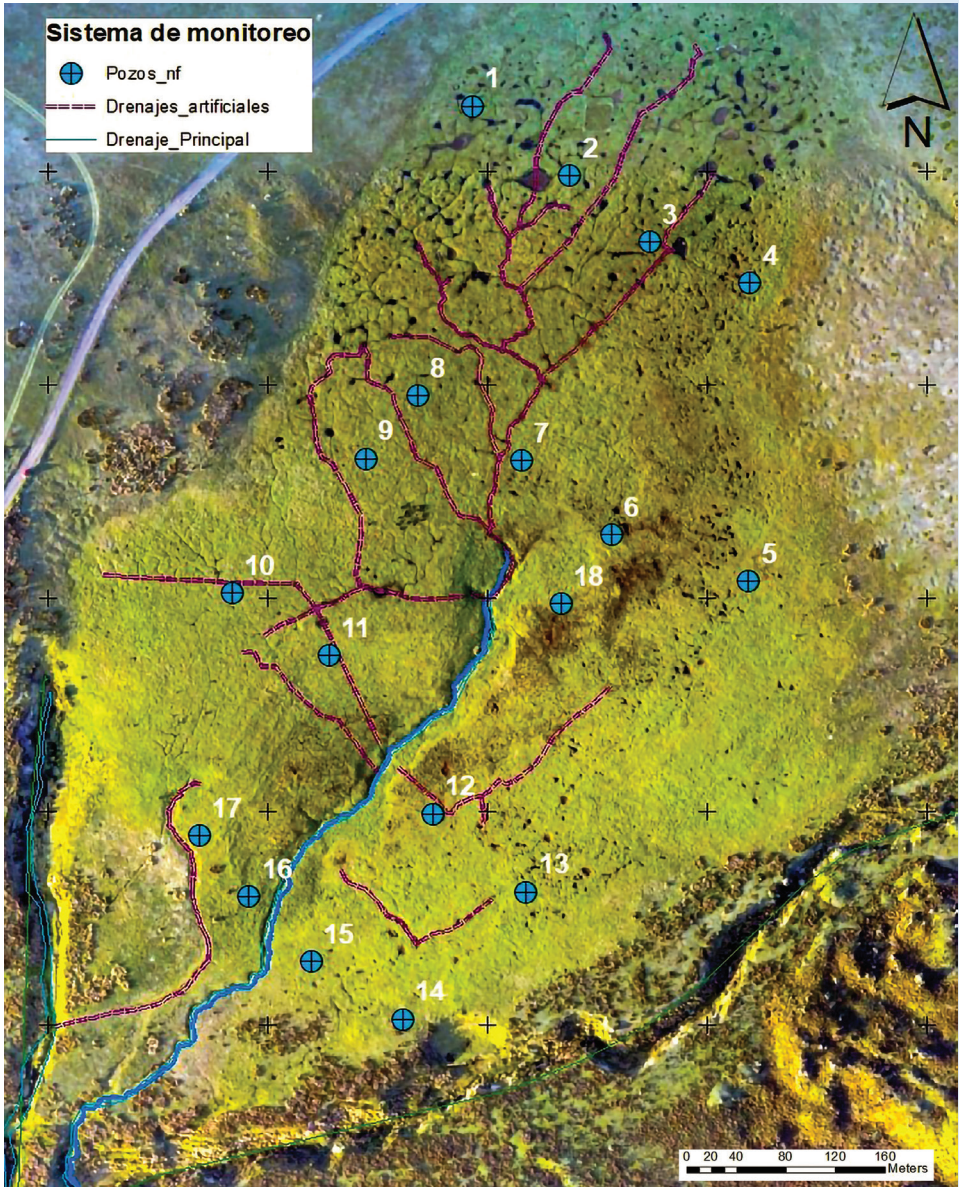


Figura 22. Ubicación de pozos para la medición del nivel freático en la turbera de Puglllohuma

El nivel freático fue afectado por el bloqueo de las zanjas. Sin embargo, la magnitud del impacto medido en los pozos fue diferente de acuerdo con la distancia a las zanjas y diques. Para el análisis se ha seleccionado un número de pozos representativos;

diferenciando los pozos que se encuentran en zonas sin drenajes cercanos, se los ha denominado “sin drenaje”; los pozos cercanos a zanjas restauradas o bloqueadas son calificados como “con bloqueo” y a aquellos que están cerca de zanjas, pero sin bloqueo cercano se los llama “distantes a bloqueos”.

Los pozos “con bloqueo” pueden tener mayor respuesta en su nivel freático por el área de inundación que provoca la estructura de madera, que en aquellos que se encuentran distantes.

La diferencia entre los pozos “sin drenaje” (por ende, áreas menos impactadas) y los pozos “con bloqueo” (zonas restauradas) disminuye con el tiempo. Antes de la restauración, la diferencia entre los niveles freáticos era de 8.5 cm. Para el periodo 2020-2021 la diferencia prácticamente desapareció, indicando de alguna manera que, la presencia de bloqueos en las zanjas restauradas conlleva un estado del nivel freático similar al de una zona no impactada por las zanjas.

A la inversa, los pozos que se encuentran cerca de zanjas, pero distantes a bloqueos, son una especie de testigo que muestra aún la acción de la zanja en el nivel freático. Actualmente, la diferencia entre los pozos en zonas “con bloqueo” y “distantes a bloqueo” es de 8.8 cm, incluso más acentuada que en la línea base. Esto corresponde a un nivel freático en las zanjas restauradas superior en un 44.6 % al de las zanjas no intervenidas. Esta diferencia en un futuro podría disminuir a medida que la estrategia de restauración incida en la totalidad del humedal.

En la Figura 23, se observa el promedio del nivel freático en los pozos representativos, antes del bloqueo y luego del bloqueo, año a año.

El nivel freático en las zanjas restauradas superó en un 44.6 % al de las zanjas no intervenidas. La restauración mejora la regulación



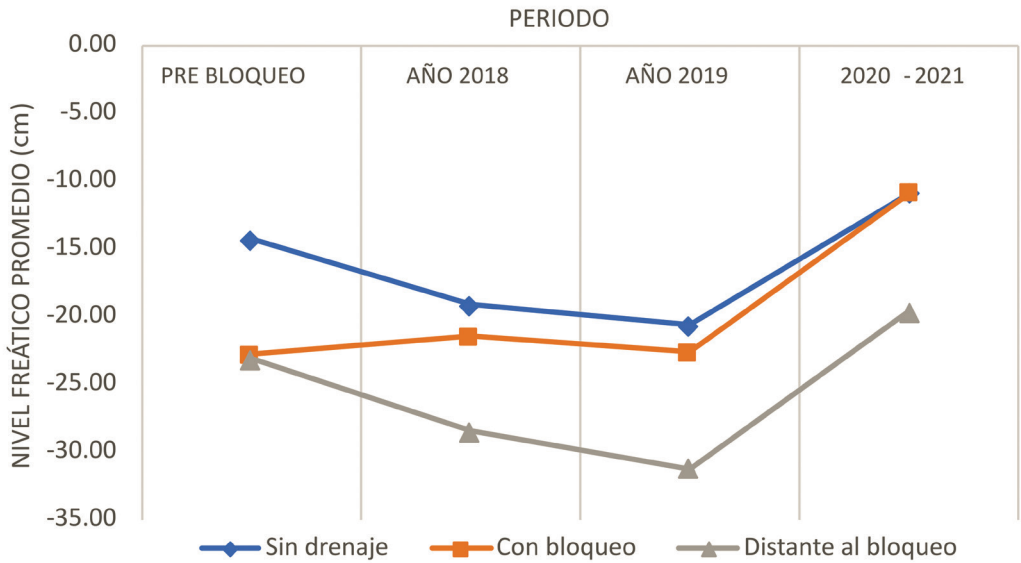


Figura 23. Diagrama del nivel freático promedio por años antes y después del bloqueo. Periodo 2017 -2021.

Constante de tiempo de recesión

La constante de tiempo de recesión del nivel freático en períodos de ausencia de lluvia se pudo calcular con base en el concepto de reservorio lineal para una cuenca propuesta por Buytaert & De Bièvre (2004). Conceptualmente, se asimila el humedal a un reservorio, cuya entrada es la precipitación y la salida, la infiltración del agua hacia horizontes más profundos o su escorrentía subsuperficial hacia el río. La variación de la reserva de agua presente en el humedal es asimilada a la variación del nivel de agua medido con un sensor automático ubicado en uno de los pozos.

Según este simple modelo, en períodos de ausencia de precipitación, el reservorio - humedal se vacía siguiendo una curva exponencial negativa y se puede determinar la constante de

tiempo $T_{1/2}$, característica de esta dinámica de vaciamiento. $T_{1/2}$ representa el tiempo después del cual el nivel freático se reduce a la mitad del nivel inicial.

A pesar de presentar épocas más secas y más húmedas, el páramo se caracteriza por la ocurrencia de lluvias de baja intensidad a lo largo de todo el año, lo cual impide contar con muchos períodos secos para realizar el análisis de la recesión del nivel freático. No obstante, se pudieron analizar seis eventos de corta sequía en el período de línea base (año 2017, pre-restauración), y once eventos de corta sequía en los años siguientes a la restauración. Los resultados obtenidos indican que, en promedio, el tiempo característico $T_{1/2}$ de la recesión del nivel freático en ausencia de lluvias aumenta después del bloqueo, pasando de 17 días \pm 12% a 23 días \pm 18%, lo que significa que el agua sale del humedal más lentamente después de la restauración (Tabla 1). Esto quiere decir que, después de la restauración, el agua se retiene por más tiempo en el humedal.

Tabla 1. Constante de tiempo de recesión del nivel freático antes y después del bloqueo.

ANTES DEL BLOQUEO			
Inicio del evento	Fin del evento	T 1/2	Promedio
21/01/2017	28/1/2017	14.4	17
02/02/2017	14/02/2017	18.2	
01/03/2017	05/03/2017	15.9	
01/04/2017	06/04/2017	20.5	
7/07/2017	10/7/2017	16.1	
19/07/2017	22/7/2017	16.9	

DESPUÉS DEL BLOQUEO			
Inicio del evento	Fin del evento	T 1/2	Promedio
13/12/2017	25/12/2017	21.1	23.4
6/3/2018	14/3/2018	17.8	
11/4/2018	15/4/2018	23	
11/7/2018	16/7/2018	26.7	
1/7/2018	07/7/2018	28.5	
2/3/2019	17/3/2019	20.94	
28/8/2019	09/7/2019	29.9	
25/9/2019	28/9/2019	24.24	
23/11/2019	26/11/2019	30.34	
15/12/2019	17/12/2019	16.05	
7/1/2020	16/1/2020	19.03	

Cambios en la matriz de cobertura vegetal

En el caso del Pugllohuma, con los drenajes artificiales es indudable el cambio en las comunidades vegetales dominantes. Como efecto de la restauración se esperaría: 1) El establecimiento de una cobertura vegetal de turbera (especies propias de zonas anegadas) y 2) La presencia y eventual cobertura completa de vegetación en los drenajes y pozas.

Para comprobar la consecución de estos objetivos, los índices más importantes a considerar son la riqueza, abundancia y cobertura de especies que ocupan el suelo del humedal, así se podrá evidenciar si existe o no un proceso de sucesión a través del tiempo que sea producto de las actividades de restauración y si se consigue el cambio a una cobertura de vegetación tradicional de turbera.

Con el objetivo de obtener la línea base de la composición florística del humedal se establecieron transectos lineales en dos fases:

En la primera fase, en el año 2016, antes de la instalación de los diques de madera, se establecieron tres transectos lineales de 50 m (T1, T2 y T3) distribuidos en el humedal de forma estratégica en tres zonas: en la parte alta (con influencia de charcas), en la parte media (con mayor saturación y densidad de drenajes) y en la parte baja, donde se podía observar un cambio de la vegetación semiacuática a una de tolerante a pradera. La información se registró con metodología de punto intercepto cada 50 cm para estimar la cobertura y composición de especies. Esta metodología se repitió en un segundo muestreo en el año 2019 para comprobar su efectividad y analizar si hubo algún cambio.

Para la segunda fase, y con el fin de obtener información de áreas donde se apreciarán cambios en menor tiempo como consecuencia del bloqueo en los drenajes, se establecieron tres transectos de 30 m, con cinco cuadrantes de 1 m² (T4, T5, T6) separados cada 5 m (Figura 24); es decir, se ubicó un cuadrante de 1 m² en la zona inundada del drenaje y los otros cuadrantes alejados de dicha zona. Adicionalmente, dentro de cada cuadrante se registraron 25 puntos de intersección junto a porcentajes de cobertura de vegetación, necromasa, agua y suelo descubierto.

En ambas metodologías se analizaron índices de riqueza, abundancia, diversidad, dominancia y similitud de cada uno de los transectos.

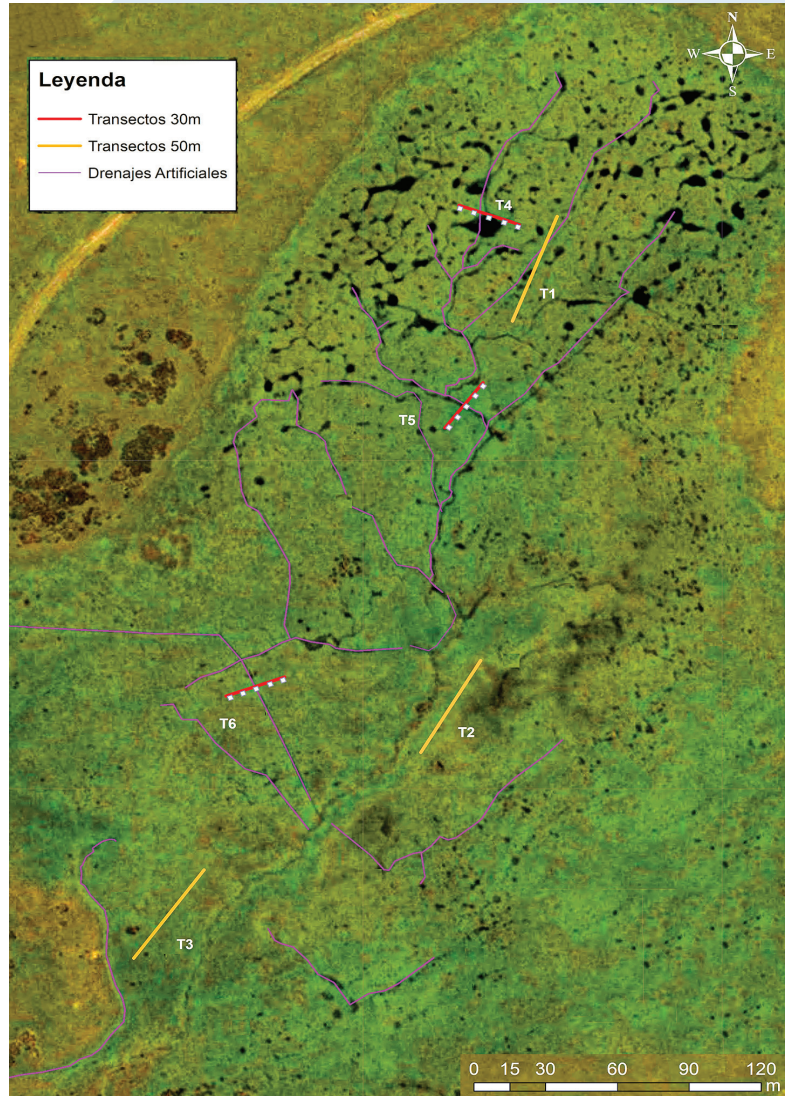


Figura 24. Disposición de los transectos establecidos en línea base en el humedal Pugllohuma

En la línea base se registraron entre 24 y 31 especies y, en el primer monitoreo, se registró una disminución a 13 y 20 especies; es decir, casi a la mitad después del bloqueo de los drenajes. En la Tabla 2, se presentan las especies encontradas tanto en la línea base de 2016 como en el monitoreo de 2019.

Tabla 2. Riqueza de especies registrada en el Humedal Pugllohuma en la línea base de 2016 y el primer monitoreo de 2019. Se indica la preferencia de hábitat de la planta en las áreas de pajonal o humedal. Adicionalmente, se indican las especies nuevas en **morado** y aquellas que desaparecieron para el primer monitoreo en **rojo**.

Habitat	Familia	Especie	2016			2019		
			T1	T2	T3	T1	T2	T3
P	Poaceae	<i>Aciachne flagellifera</i> Lægaard	5					
P	Poaceae	<i>Agrostis breviculmis</i> Hitchc.	2	1	10	25		8
P	Poaceae	<i>Agrostis</i> sp. 1			1			
P	Poaceae	<i>Agrostis toluensis</i> Kunth	14	1				
P	Caryophyllaceae	<i>Arenaria</i> sp.		1				
P	Apiaceae	<i>Azorella aretioides</i> (Spreng.) DC.			7			2
P	Apiaceae	<i>Azorella pedunculata</i> (Spreng.) Mathias & Constance						1
P	Orobanchaceae	<i>Bartsia stricta</i> (Kunth) Benth	2	2	7			
P	Bartramiaceae	<i>Breutelia</i> cf.	1	8				
P	Poaceae	<i>Calamagrostis fibrovaginata</i> Lægaard	36	1	19			
P	Poaceae	<i>Calamagrostis</i> sp.	3	3		6		3
H	Ranunculaceae	<i>Caltha sagittata</i> Cav.			4			
H	Leucobryaceae	<i>Campylopus</i> sp.			6			
P	Cyperaceae	<i>Carex bonplandii</i> Kunth	2	8				
P	Cyperaceae	<i>Carex crinalis</i> Boott	26	5	2			

Habitat	Familia	Especie	2016			2019		
			T1	T2	T3	T1	T2	T3
P	Cyperaceae	<i>Carex</i> sp.1	8	2		24	2	3
H-P	Cyperaceae	<i>Carex</i> sp.2	1	1				
P	Cyperaceae	<i>Carex tristicha</i> Spruce ex Boott	44		2			
P	Caryophyllaceae	<i>Cerastium cerastoides</i> (L.) Britton	2					
P	Caryophyllaceae	<i>Cerastium imbricatum</i> Kunth		1	1			
P	Caryophyllaceae	<i>Cerastium</i> L.				2		
	Asteraceae	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.)Hook. f.		1				
P	Ericaceae	<i>Disterigma empetrifolium</i> (Kunth) Drude			16			15
H-P	Juncaceae	<i>Distichia muscoides</i> Nees & Meyen		66	15		65	5
H	Cyperaceae	<i>Eleocharis albibracteata</i> Nees & Meyen ex Kunth	3	31	45	12	15	11
P	Poaceae	<i>Festuca andicola</i> Kunth	2		2			

Tabla 3. Continuación. Riqueza de especies registrada en el Humedal Pugllohuma en la línea base de 2016 y el primer monitoreo de 2019. Se indica la preferencia de hábitat de la planta en las áreas de pajonal o humedal. Adicionalmente, se indican las especies nuevas en **morado** y aquellas que desaparecieron para el primer monitoreo en **rojo**.

Habitat	Familia	Especie	2016			2019		
			T1	T2	T3	T1	T2	T3
P	Rubiaceae	<i>Galium</i> sp.			1	1		
P	Gentianaceae	<i>Gentiana sedifolia</i> Kunth	2					
P	Geraniaceae	<i>Geranium multipartitum</i> Benth.	1	5	17	5	2	48
P	Lycopodiaceae	<i>Huperzia crassa</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Rothm.			3			1
P	Asteraceae	<i>Hypochaeris sessiliflora</i> Kunt.	5	3	15	16	2	4
P	Juncaceae	<i>Juncus stipulatus</i> Nees & Meyen	5	4	15			
P	Rosaceae	<i>Lachemilla mandoniana</i> (Wedd.) Rothm.		1				1
P	Juncaceae	<i>Luzula racemosa</i> Desv.	1					1
H	Campanulaceae	<i>Lysipomia montioides</i> Kunth	1	1	4	3	1	2
P	Boraginaceae	Indeterminada 1					4	2
H-P	Bryophyta	Indeterminada 1					13	
P	Poaceae	<i>Muhlenbergia ligularis</i> (Hack.) Hitchc.			2			
P	Orchodaceae	<i>Myrosmodes nubigenum</i> Rchb. f.		1		1		
P	Apiaceae	<i>Niphogeton dissecta</i> (Benth.) J.F. Macbr.						1
H-P	Apiaceae	<i>Oreomyrrhis andicola</i> (Kunth) Hook. f.			1			2

Habitat	Familia	Especie	2016			2019		
			T1	T2	T3	T1	T2	T3
P	Asteraceae	<i>Oritrophium limnophilum</i> (Sch. Bip.) Cuatrec.	3	1	3		1	
H	Cyperaceae	<i>Phylloscirpus sp.</i>			2			3
H-P	Plantaginaceae	<i>Plantago rigida</i> Kunth	84	14	97	122	21	98
P	Poaceae	<i>Poa annua</i> L.			1			
H-P	Ranunculaceae	<i>Ranunculus praemorsus</i> Kunth ex DC.		6	4			8
P	Indeterminada	Indeterminada 1		2				
P	Indeterminada	Indeterminada 1			3			
P	Poaceae	Indeterminada 1		4				
P	Cyperaceae	<i>Uncinia sp.</i>		3				
P	Asteraceae	<i>Werneria nubigena</i> Kunth	1		2	1		3
P	Asteraceae	<i>Werneria pygmaea</i> Gillies ex Hook. & Arn.		1	1			

Para comprender los resultados obtenidos, se debe tener en cuenta que la composición de la vegetación está dominada por dos tipos de formas de vida: almohadillas y hierbas amacolladas. A nivel general, se observa la dominancia de *Plantago rigida*, una especie ampliamente distribuida en todo el humedal y que forma extensas zonas de almohadilla. Es una especie nativa que naturalmente está presente en los humedales, creciendo en asociación con otras especies y con una distribución que va desde la puna altiplánica hasta los páramos andinos. Sin embargo, en este sitio particularmente ha podido adaptarse muy bien a condiciones fuertes de sobrepastoreo hasta convertirse en una especie dominante, siendo esta adaptación un indicador de la alteración del humedal.

Respecto a los transectos (T) 1, 2 y 3 se observaron menos especies al final del primer monitoreo en 2019. En el T1, se observó un aumento en la abundancia de *Plantago rigida* y la disminución o desaparición de otras especies herbáceas como las rosetas acaulescentes o sin tallo de *Hypochaeris sessiliflora* y especies que crecen en forma de macollas como parte del pajonal que pertenecen a las familias *Poaceae* y *Cyperaceae*: *Carex tristicha*, *C. crinalis*, *Eleocharis albibracteata*, *Calamagrostis fibrovaginata* y *Agrostis tolucensis* (Figura 26).

Aunque todavía se debe comprobar con más análisis, se presume que existe un efecto de desaparición de especies de pradera como dichas poáceas y cyperáceas con el aumento del nivel freático, pues no toleran las condiciones de un ecosistema inundado. En el caso de *Hypochaeris sessiliflora*, se conoce que puede adaptarse muy bien a ambientes contrastantes de desiertos periglaciares y humedales altoandinos, debido a que protege su meristema apical bajo los primeros centímetros del suelo (Ramsay 1992 y Korner 1999), donde el agua funciona como un crioprotector tisular (Hernández y Monasterio 2005). Probablemente debido a esta característica, esta especie puede resistir más tiempo a los periodos de inundación y sequía; pero, no se la registró como especie abundante en los otros transectos. Se necesitan más estudios para confirmar estas observaciones (Figura 25).

El T2 se ubica en una zona junto al cauce natural, por lo que tiene una estrecha relación con la alta abundancia encontrada de *Distichia muscoides*, especie que

crece en zonas de constante suministro de agua y que posee estructuras resistentes a la descomposición, posibilitando su permanencia en el suelo por largos periodos de tiempo (Valbuena y Benavides 2019). Además, se observa un aumento en la abundancia de *Plantago rigida* como en el T1 y de *Ranunculus praemorsus* como especie más tolerante al agua, así como la disminución de herbáceas amacolladas como *Eleocharis albibracteata*, *Breutelia sp.*, y *Carex bonplandii* (Figura 25). El T3 está ubicado en una zona de transición donde se observa que la abundancia de *Distichia muscoides*, *Eleocharis albibracteata* y *Calamagrostis fibrovaginata* va disminuyendo, mientras que la abundancia de *Plantago rigida*, *Geranium multipartitum* y *Disterigma empetrifolium* va en aumento; estas dos últimas especies también crecen en zonas de pradera (Figura 25).

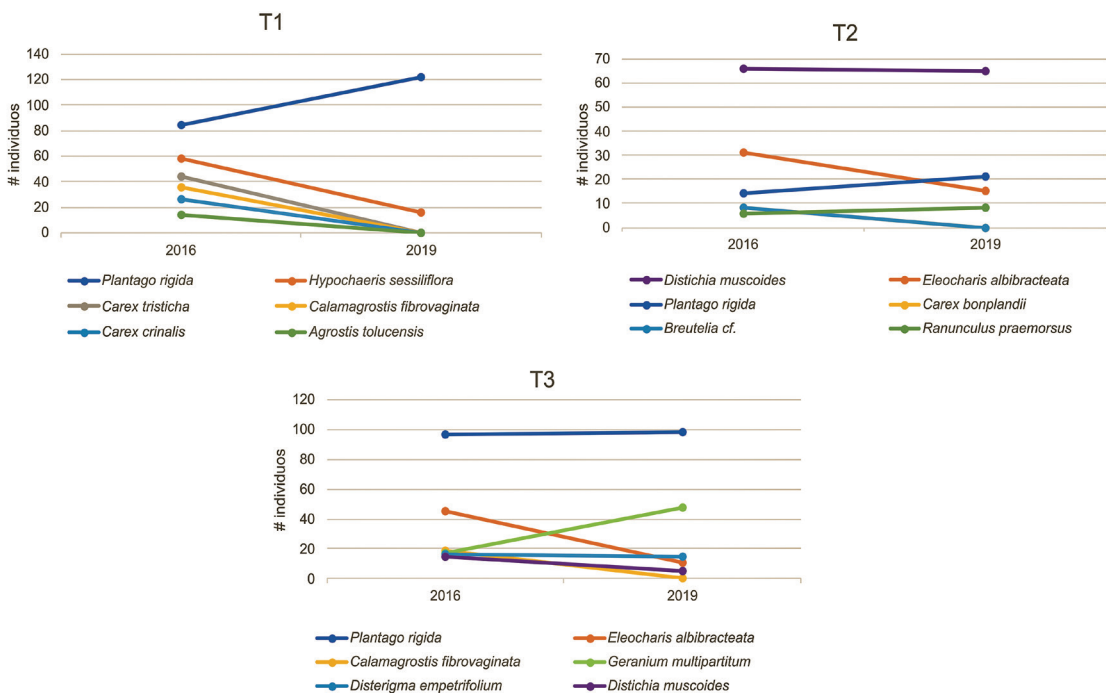


Figura 25. Especies con mayor abundancia registrada en 2016 y su evolución hacia el monitoreo en 2019

Estas observaciones fueron corroboradas al analizar los índices de diversidad, equidad y dominancia, los cuales reflejan resultados similares (Tabla 4), entre la línea de base y el primer monitoreo, sugiriendo que el tipo de especies que componen el humedal no ha cambiado y que existe una marcada dominancia de un número bajo de especies (Figura 26).

Tabla 4. Comparación de la riqueza y diversidad obtenida en los transectos 1, 2 y 3 entre la línea base de 2016 y en el monitoreo de 2019.

Transecto	Riqueza		Índice Shannon-Wiener		Índice de Equidad		Índice de Simpson	
	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
1	24	12	2,22	1,53	0,70	0,62	0,15	0,35
2	27	11	2,32	1,65	0,70	0,69	0,18	0,28
3	31	20	2,56	1,86	0,74	0,62	0,14	0,27

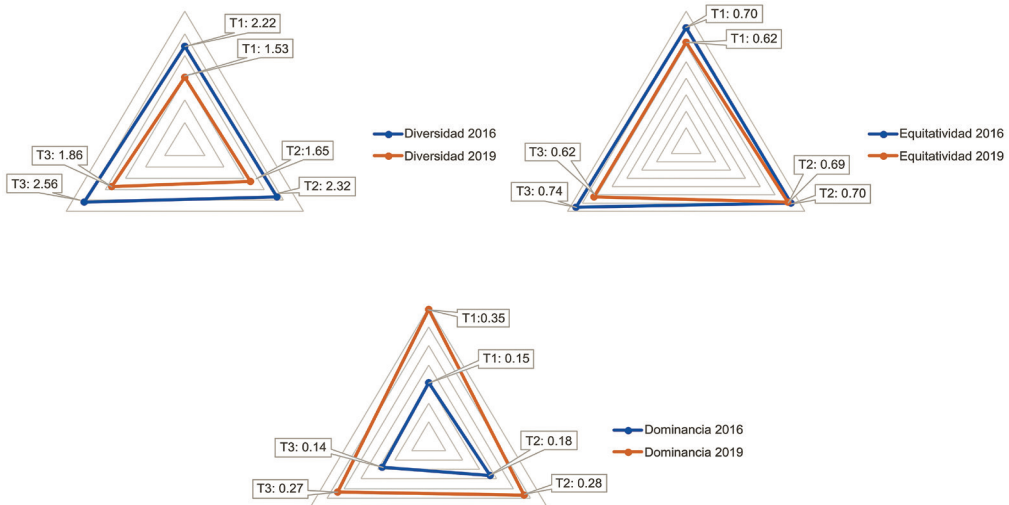


Figura 26. Evolución de los valores de índices de diversidad (Shannon-Wiener), equidad y dominancia (Simpson) entre 2016 y 2019 en los transectos T1, T2 y T3. Igualmente, la similitud indica que no ha cambiado en los dos muestreos entre los tres transectos con valores de alrededor del 50%

La línea base de vegetación en los transectos de 30 m (T4, T5 y T6) registra una cobertura de vegetación de alrededor del 80%, con un 20% de agua y 2% de necromasa. El mayor porcentaje de cobertura vegetal corresponde a *Plantago rigida*, la especie más dominante; aunque la riqueza de especies varió entre 8 y 17, los transectos no son muy diversos y tienden a ser muy similares entre ellos (Figura 27).

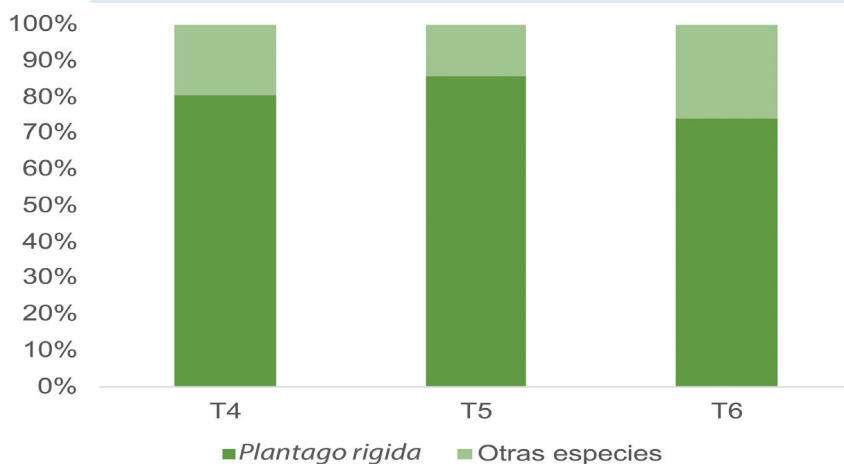


Figura 27. Porcentaje de *Plantago rigida* en transectos en comparación a otras especies

La necromasa puede ser confundida con especies que cambian su aspecto físico durante el periodo seco dentro de los drenajes como, por ejemplo, algunas especies de briofitas que permanecen en estado de latencia durante la sequía debido a las bajas temperaturas lo cual evita su crecimiento vegetal (Hernández y Monasterio 2005). Por esta razón, se considera necesario un estudio más detallado sobre el rol de las briofitas después de la restauración, puesto que se observa un aumento en su abundancia en la zona de drenajes, sobre todo en época de lluvia (Fuentes, obs. pers).

Respecto a las especies registradas por estrato en los cuadrantes de 1 m² en los transectos de 30 m (T4, T5 y T6) ubicados de manera transversal a los drenajes,

el estrato representativo es el de cojín o almohadilla con una leve combinación de hierbas erectas y en macolla. Las especies amacolladas están presentes en los cuadrantes de los extremos del transecto (C1 y C5), mientras que en los cuadrantes intermedios (C2, C3 y C4), ubicados cerca y dentro del drenaje, las especies en macolla disminuyen y se observa una dominancia de almohadillas. Este resultado corrobora lo ya esperado, las áreas del drenaje acogen a las especies tolerantes al medio semiacuático como las almohadillas de *Plantago rigida*, *Distichia muscoides*, *Ranunculus praemorsus*, siendo menos probable encontrar especies herbáceas erectas y amacolladas.

En cuanto a la riqueza de especies por transecto, el T6 tuvo el mayor número de especies (Figura 28).

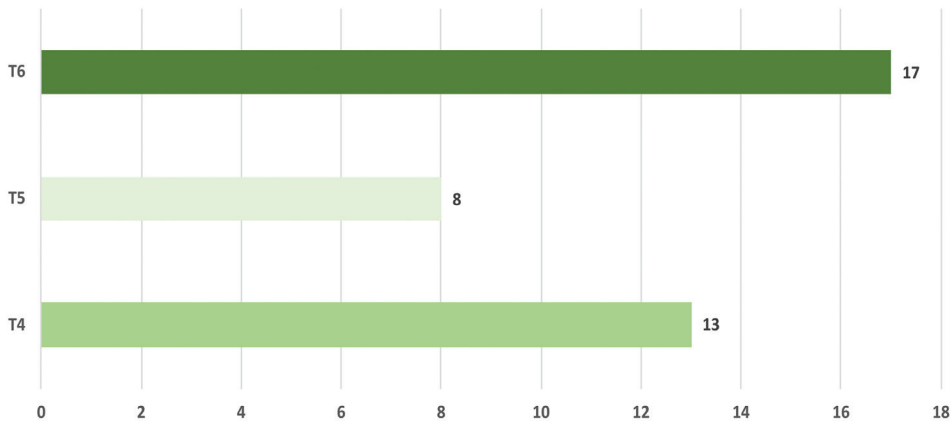


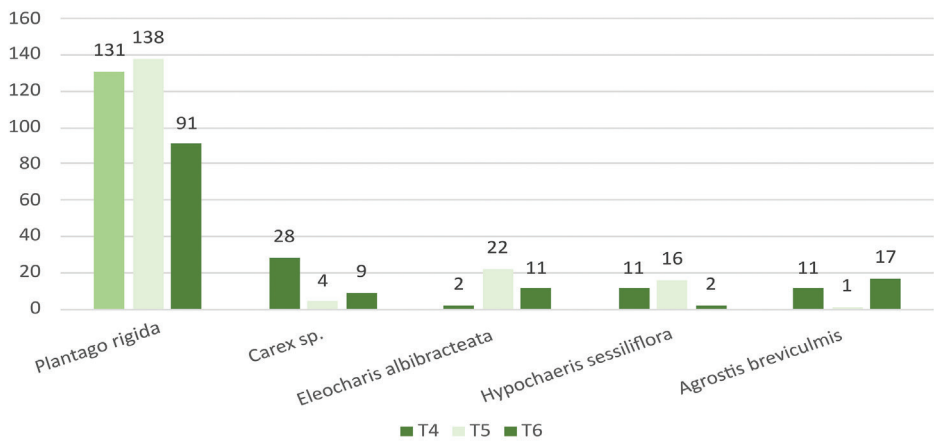
Figura 28. Número de especies por transecto (riqueza). El T6 presentó mayor número de especies

Como se puede observar en la Tabla 5, a pesar de la alta riqueza que presentan el T4 y T6 frente al T5, existe una baja diversidad de especies.

Tabla 5. Comparación de la riqueza y diversidad obtenida en los transectos 4, 5 y 6.

Transecto	Riqueza	Índice Shannon-Wiener	Índice de Equidad	Índice de Simpson
4	13	1,47	0,57	0,39
5	8	0,97	0,47	0,55
6	17	1,82	0,64	0,29

La abundancia es dominada en los tres transectos por la especie *Plantago rigida*, seguida en menor número por *Carex sp.*, *Eleocharis albibracteata*, *Hypochoeris sessiliflora* y *Agrostis breviculmis*, especies que se adaptan en ambientes tanto húmedos como más secos. (Figura 29).

**Figura 29.** Abundancia de las especies en cada uno de los transectos, *Plantago rigida* es la especie más dominante

Según los análisis de estructura de la vegetación, las almohadillas se encuentran en estratos a nivel del suelo dentro de los tres primeros centímetros, y otras especies como macollas y hierbas erectas crecen entre las almohadillas hasta alcanzar una altura de alrededor de 20 cm (Figura 30).

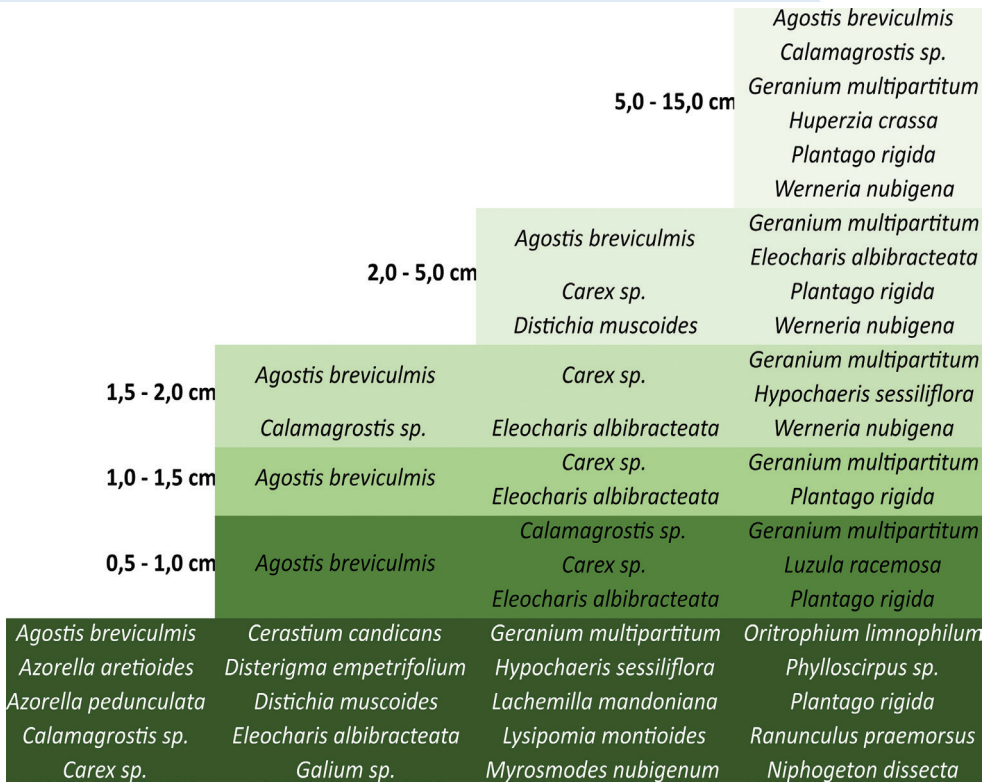


Figura 30. Composición de estratos altitudinales en los transectos de 50 m para 2019

Hasta el momento se ha dado el primer paso, caracterizar las formas de vida poco tiempo después de un proceso de restauración. El siguiente paso será su caracterización funcional con la profundización del estudio de las diferentes estrategias adaptativas aplicadas por las especies en ambientes terrestre y semiacuáticos dentro de una turbera, algo que permitirá responder preguntas sobre la evolución de los procesos de sucesión en una turbera camino a ser recuperada y la dinámica de su ecosistema.





Lecciones aprendidas y recomendaciones





Fotografía: Diego Rivadeneira

Sobre la caracterización de la turbera

La caracterización de ecosistemas volcánicos puede ser compleja y parecer siempre incompleta, puede volverse un tema de investigación, imposible para instituciones de gestión. Los niveles de la caracterización van desde una evaluación rápida del estado del ecosistema, a partir de la que se decide plantear o no acciones de restauración. Para planificar estas acciones se puede caracterizar de manera más profunda la turbera, pero en medida de las funciones ecosistémicas a restaurar y las capacidades técnicas y económicas, para que no se vuelva una tarea interminable.

La comprensión de la hidrología de una turbera es vital para la toma de decisiones en la restauración, para ello es recomendable la instalación de piezómetros y medición de variables como la conductividad eléctrica. Este análisis puede indicar las fuentes de alimentación de agua, flujos y direcciones en los diferentes horizontes de la turbera y los efectos subsuperficiales de la degradación. Es una tarea sencilla y poco costosa por evitar errores.

Es necesario conocer las formas de vida de la vegetación de una turbera antes de realizar acciones de restauración para comprender los cambios que se generan como consecuencia de su rehumedecimiento. Sin duda los procesos de sucesión vegetal también indicarán la recuperación de la dinámica de la turbera.

Sobre la restauración

Para llevar a cabo la restauración en las turberas andinas se debe tomar en cuenta la fragilidad de estos ecosistemas; el ingreso de material de relleno y el bloqueo de zanjas no deben alterar la turbera que está ya afectada.

La exclusión de tensionantes asegura la efectividad y sostenibilidad de las acciones de restauración activa y pasiva. Si se compra un área o se logra un acuerdo para conservación, se asegura la salida de animales de pastoreo, pero si el ingreso de estos animales proviene de haciendas vecinas, habrá que hacer un control permanente. Esto debe tomarse en cuenta dentro de los costos de restauración y conservación.

Sobre el monitoreo

Los recursos para la conservación y restauración suelen ser escasos. De todas formas, demostrar la importancia de estos ecosistemas y el efecto del manejo puede atraer fondos para invertir en su restauración. Para el FONAG ha sido prioritario seleccionar sitios piloto para el monitoreo de impacto, que se caracteriza por ser un monitoreo integral de hidrología, calidad de agua, suelos y vegetación.

Los componentes de la turbera (vegetación, hidrología, suelos, calidad del agua) tienen respuestas diferentes a la restauración y su reacción depende también del tipo de restauración. Encontrar el tipo y tiempo de monitoreo de cada componente para responder las preguntas planteadas fue clave para optimizar esfuerzos. La vegetación, por ejemplo, ante restauración pasiva puede cambiar de forma lenta y no es necesario monitorear 4 veces al año sino cada dos años.

Es importante identificar las variables que permitan reflejar las hipótesis planteadas en relación con los procesos de restauración y manejo. En el caso del FONAG, se inició con el monitoreo del nivel freático, después se incluyó caudal, carbono orgánico disuelto y, en este año, se completó con el monitoreo de isótopos

estables del agua para comprender la relación de la precipitación y la influencia de las diferentes profundidades de los suelos en la escorrentía. Otras variables importantes son exportación de GEI como CO₂ y metano. Además de las variables, se deben encontrar indicadores de cambio, por ejemplo, el caudal no es un indicador, pero sí el incremento del caudal base o la reducción de magnitud de las crecidas.

La incorporación de plataformas virtuales para la colecta de datos en campo y su procesamiento, ha resultado útil para obtener conclusiones válidas y mantener la calidad y continuidad de los datos. Esta información ha sido levantada con el apoyo de guardapáramos, aprovechando su trabajo cerca de los sitios de restauración, lo cual optimiza recursos para obtener más con menos.

En cuanto al monitoreo de la vegetación, hasta ahora el FONAG ha dado el primer paso que es caracterizar las formas de vida poco tiempo después de la restauración. El siguiente paso será la caracterización funcional de estas para profundizar en las diferentes estrategias adaptativas de las especies conforme la turbera pasa de un ambiente principalmente terrestre a un ambiente semiacuático. Con esa información se podrá responder preguntas sobre cómo se dan los procesos de sucesión en una turbera camino a su recuperación, es decir, cómo se da la dinámica del ecosistema.

Existen indicadores cualitativos y cuantitativos que pueden tomarse en cuenta tales como fotografías de cuadrantes de vegetación, fotos de dron e imágenes satelitales, entre otros, que pueden ser muy útiles cuando se propone evidenciar cambios en el tiempo ante un público no especializado.

Sobre la sostenibilidad

Reconocer las capacidades técnicas, logísticas y económicas y fortalecerlas de forma permanente conlleva plantear acciones posibles y sostenibles para el manejo de una turbera.

Las turberas restauradas por el FONAG están en áreas de conservación hídrica, lo cual permite su gestión por la delimitación del uso del suelo. Existe un equipo de

guardapáramos que vigilan las zonas para evitar disturbios antrópicos que pudieran afectar a la recuperación de las turberas y un equipo de técnicos que evalúan la restauración y los cambios que se dan en el ecosistema producto de ella.

Sobre limitaciones de conocimiento y barreras de información

Comprender las turberas andinas como se planteó en el capítulo 1 es aún un desafío, por cuanto son ecosistemas complejos y poco estudiados en su hidrología, geoquímica, edafología, ecología y en las relaciones con factores antrópicos.

Es importante asumir las limitaciones que tiene una institución de conservación y gestión para generar información a detalle sobre la toma de decisiones. La investigación es una tarea de la academia y despertar el vínculo entre quienes generan ciencia y los gestores ambientales es fundamental. Para el FONAG ha funcionado el hecho de identificar las necesidades de conocimiento para plantearlas a investigadores y, en conjunto, fortalecer los procesos de restauración.

El FONAG y la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS-Agua de Quito), crearon conjuntamente la Estación Científica Agua y Páramo (ECAP), instancia que se vincula con instituciones académicas para garantizar la generación de información clave para la gestión. La estación ofrece becas que cubren logística a los estudiantes, acceso a las áreas de investigación y la información generada por el FONAG. Mientras que la academia aporta con experiencia y desarrollo de nuevo conocimiento.

Es fundamental continuar las alianzas interinstitucionales, así se comparten experiencias y se unen esfuerzos para la restauración y el manejo de las turberas.



BIBLIOGRAFÍA

Ahumada, M., Aguirre, F., Contreras, M., & Figueroa, A. (2011). Guía para la Conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos. Guía Para La Conservación y Seguimiento Ambiental de Humedales Andinos, May 2011, 1–46.

Ambientales y Ecológicas (ICAE). Postgrado de Ecología Tropical. Mérida. pp. 33-178.
Holden, J. and Chapman, P.J. and Labadz, J.C. (2004) Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*, 28 (1). pp. 95-123.

Ardón, M., Montanari, S., Morse, J.L., Doyle, M.W., & Bernhardt, E.S. (2010). Phosphorus export from a restored wetland ecosystem in response to natural and experimental hydrologic fluctuations. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(4), 1–12. <https://doi.org/10.1029/2009JG001169>

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(11), 3512–3519. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.003>

Armstrong, A., Holden, J., Luxton, K., & Quinton, J. N. (2012). Multi-scale relationship between peatland vegetation type and dissolved organic carbon concentration. *Ecological Engineering*, 47, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.027>

Benavides, J. (2013). Perturbaciones en las turberas de páramo: la acción del hombre y el clima. Department of Botany and Plant Pathology, Oregon State University, January 2014, 80–87.

Benavides, J. C. (2015). The effect of drainage on organic matter accumulation and plant communities of high-altitude peatlands in the Colombian tropical Andes. *Mires and Peat*, 15(October).

Bosman, A. F., van der Molen, P. C., Young, R., & Cleef, A. M. (1993). Ecology of a paramo cushion mire. *Journal of Vegetation Science*, 4, 633–640.

Bullock, A., & Acreman, M. (2003). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(3), 358–389. <https://doi.org/10.5194/hess-7-358-2003>

Buytaert, W., Célleri, R., Bièvre, B. De, Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., & Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1–2), 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>

Buytaert, Wouter & De Bièvre, Bert & Wyseure, Guido & Deckers, Jozef. (2004). The use of the linear reservoir concept to quantify the impact of land use changes on the hydrology of catchments in the Ecuadorian Andes. *Hydrology and Earth System Sciences*. 8. 10.5194/hess-8-108-2004.

Buytaert, W., Wyseure, G., Bièvre, B. De, & Deckers, J. (2005). The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrological Processes*, 19(20), 3985–3997. <https://doi.org/10.1002/hyp.5867>

Célleri, R., & Feyen, J. (2009). The Hydrology of Tropical Andean Ecosystems: Importance, Knowledge Status, and Perspectives. *Mountain Research and Development*, 29(4), 350–355. <https://doi.org/10.1659/mrd.00007>

Chimner, R. A., & Karberg, J. M. (2008). Long-term carbon accumulation in two tropical mountain peatlands, Andes Mountains, Ecuador. *Mires and Peat*, 3(4), 1–10.

Chuveco, E. (1990). Fundamentos de Teledetección (E. RIALP (ed.); 3rd ed.). [http://cursosihlla.bdh.org.ar/Sist. Cart. y Teledet./Bibliografia/FUNDAMENTOS-DE-TELEDETECCION-EMILIO-CHUVIECO.pdf](http://cursosihlla.bdh.org.ar/Sist.Cart.yTeledet./Bibliografia/FUNDAMENTOS-DE-TELEDETECCION-EMILIO-CHUVIECO.pdf)

Clark, J. M., Lane, S. N., Chapman, P. J., & Adamson, J. K. (2008). Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Science of the Total Environment*, 404(2–3), 308–315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.002>

Cleef, A. M. (1981). Vegetation of the Páramos of the Colombian Cordillera. In *Vegetation of the Páramos of the Colombian Cordillera*.

Clymo, R. S. (1984). The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 303(1117), 605–654. <https://doi.org/10.1098/rstb.1984.0002>

Convención Ramsar. (2015). El Cuarto Plan Estratégico para 2016 – 2024. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas – la “Convención de Ramsar.” 1–36.

Cui, L., Kang, X., Li, W., Hao, Y., Zhang, Y., Wang, J., Yan, L., Zhang, X., Zhang, M., Zhou, J., & Kardol, P. (2017). Rewetting decreases carbon emissions from the Zoige alpine peatland on the Tibetan Plateau. *Sustainability (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/su9060948>

Domínguez, E, & Vega-Valdés, D. (2015). Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas en Magallanes. Colección de Libros INIA No 33, 334.

Domínguez, Erwin, Bahamonde, N., & Muñoz-Escobar, C. (2012). Efectos de la extracción de turba sobre la composición y estructura de una turbera de Sphagnum explotada y abandonada hace 20 años, Chile. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 40(2), 37–45. <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2012000200003>

Evans, M., Allott, T., Holden, J., Flitcroft, C., Bonn, A., Brookes, C., Crowe, S., Hobson, G., Hodson, S., Irvine, B., James, T., Liddaman, L., Lindop, S., Maxfield, E., Mchale, S., Milner, S., Trotter, S., & Worman, C. (2005). Understanding Gully Blocking in Deep Peat Moors for the Future Report No 4. *Moors for the Future*, 4, 105.

Fatichi, S., Pappas, C., & Ivanov, V. Y. (2016). Modeling plant–water interactions: an ecohydrological overview from the cell to the global scale. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(3), 327–368. <https://doi.org/10.1002/wat2.1125>

FONAG, (2016). Entrevista a Andrés Ordóñez, recuperada de <https://www.youtube.com/watch?v=9A0jL0McxUE&t=67s>

Gao, J., Feng, J., Zhang, X., Yu, F. H., Xu, X., & Kuzyakov, Y. (2016). Drying-rewetting cycles alter carbon and nitrogen mineralization in litter-amended alpine wetland soil. *Catena*, 145, 285–290. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.026>

Gumbrecht, T., Roman-Cuesta, R. M., Verchot, L., Herold, M., Wittmann, F., Householder, E., Herold, N., & Murdiyarso, D. (2017). An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23(9), 3581–3599. <https://doi.org/10.1111/gcb.13689>

Hernández, M. E. (2010). Wetland Soils as Carbon Sinks and Sources of Methane. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139–147.

Holden, J., Chapman, P.J. and Labadz, J.C. (2004) Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration.

Holden, J., Chapman, P.J., Lane, S.N., & Brookes, C. (2006). Chapter 22 Impacts of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality. *Developments in Earth Surface Processes*, 9(C), 501–528. [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(06\)09022-5](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(06)09022-5)

Holden, Joseph. (2005). Peatland hydrology and carbon release: Why small-scale process matters. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 363(1837), 2891–2913. <https://doi.org/10.1098/rsta.2005.1671>

Holden, Joseph, Chapman, P., Evans, M., Hubacek, K., Kay, P., & Warburton, J. (2007). Vulnerability of Organic Soils in England and Wales. Final Technical Report to DEFRA and Countryside Council for Wales, February, 1–151.

Hribljan, J. A., Cooper, D. J., Sueltenfuss, J., Wolf, E. C., Heckman, K. A., Lilleskov, E. A., & Chimner, R. A. (2015). Carbon storage and long-term rate of accumulation in high-altitude Andean peatlands of Bolivia. *Mires and Peat*, 15(12), 1–14.

International Peatland Society. (2002). What is peat?

Iturraspe, R. (2010). Las turberas de Tierra del Fuego y el Cambio Climático global. In *Fundación Humedales / Wetlands Internationa (Issue May)*. <http://www.wetlands.org/LinkClick.aspx?fileticket=racaH0t+CLw=&tabid=56>

Jones, J. M., & Hao, J. (1993). Ombrotrophic peat as a medium for historical monitoring of heavy metal pollution. *Environmental Geochemistry and Health* 1993 15:2, 15(2), 67–74. <https://doi.org/10.1007/BF02627824>

Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 5–22. <https://doi.org/10.1002/AQC.2386>

Körner, C. (1999). *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Springer Science & Business Media.

Kozulin, A. V., Tanovitskaya, N. I., & Vershitskaya, I. N. (2010). Methodical Recommendations for ecological rehabilitation of damaged mires and prevention of disturbances to the hydrological regime of mire ecosystems in the process of drainage. 39.

Landry, J., & Rochefort, L. (2012). The drainage of peatlands: impacts and rewetting techniques. *Laval Univeristy*, 1–62.

Leon, A. (2016). Reserva de carbono en bofedales y su relación con la florística y condición del paltizal. 1002.

Lindsay, R. (1995). Bogs: the ecology, classification and conservation of ombrotrophic mires. Scottish Natural Heritage.

Lunt, P., Allot, T., Anderson, P., Buckler, M., Coupar, A., Jones, P., Labadz, J., & Worrall, P. (2010). Impacts of peatland restoration. 3(August), 33.

Martinez Cortizas, A., Chesworth, W., & García-Rodeja, E. (2001). Dinámica geoquímica de las turberas de Galicia. In Turberas de montaña de Galicia.

Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J. C., Rodríguez Fernández, R., & López-Sáez, J. A. (2009). Turberas ácidas de esfagnos. In Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.

Martínez Cortizas, A., Pontevedra Pombal, X., Nóvoa Muñoz, J. C., Rodríguez Fernández, R., & López Sáez, J. A. (2009). Bases ecológicas para la gestión de turberas ácidas de esfagnos (71 Sphagnum acid bogs). In Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España.

Meharg, A. A., & Killham, K. (2003). A pre-industrial source of dioxins and furans. Nature, 421(6926), 909–910. <https://doi.org/10.1038/421909A>

OECD. (1996). Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and sub-tropical wetlands. Guidelines in Aid and Environment, 9, 1996. Ortiz, E. y A. Toapanta. 2019. Mapeo a detalle de las coberturas del suelo de los humedales Jatunhuayco y Puglllohuma. Informe.

Padhi, R. K., Subramanian, S., Mohanty, A. K., & Satpathy, K. K. (2019). Comparative assessment of chlorine reactivity and trihalomethanes formation potential of three different water sources. Journal of Water Process Engineering, 29, 100769. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2019.02.009>

Parry, L. E., Holden, J., & Chapman, P. J. (2014). Restoration of blanket peatlands. Journal of Environmental Management, 133, 193–205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.033>

Peter J. Grubb, J. Robert Lloyd, Terence D. Pennington & Sebastián Páez-Bimos (2020): A historical baseline study of the páramo of Antisana in the Ecuadorian Andes including the impacts of burning, grazing and trampling, *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2020.1819464

Planas-Clarke, A. M., Chimner, R. A., Hribljan, J. A., Lilleskov, E. A., & Fuentealba, B. (2020). The effect of water table levels and short-term ditch restoration on mountain peatland carbon cycling in the Cordillera Blanca, Peru. *Wetlands Ecology and Management*, 28(1), 51–69. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09694-z>

Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>

Price, J. S., Heathwaite, A. L., & Baird, A. J. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* 2003 11:1, 11(1), 65–83. <https://doi.org/10.1023/A:1022046409485> *Progress in Physical Geography*, 28 (1). pp. 95-123. ISSN 0309-1333

Hernández, Z y M. Monasterio. 2005. Modelos arquitectónicos en humedales altoandinos. Un abanico de respuestas funcionales (Andes de Venezuela). Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias.

Quinty, F., & Rochefort, L. (2003). Peatland Restoration Guide.

Ramsay, P. M. (1992). The páramo vegetation of Ecuador: the community ecology, dynamics and productivity of tropical grasslands in the Andes (Doctoral dissertation, University of Wales (U. C. N. W., Bangor: Biological Sciences)).

Ratajczak, Z., Carpenter, S. R., Ives, A. R., Kucharik, C. J., Ramiadantsoa, T., Stegner, M. A., Williams, J. W., Zhang, J., & Turner, M. G. (2018). Abrupt Change in Ecological Systems: Inference and Diagnosis. *Trends in Ecology and Evolution*, 33(7), 513–526. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.013>

Resources, S., & Guidance, S. (2013). Hydrologic Monitoring of Wetlands MN Board of Water & Soil Resources Supplemental Guidance. March.

Sánchez-Murillo, R., Romero-Esquivel, L. G., Jiménez-Antillón, J., Salas-Navarro, J., Corrales-Salazar, L., Álvarez-Carvajal, J., Álvarez-McInerney, S., Bonilla-Barrantes, D., Gutiérrez-Sibaja, N., Martínez-Arroyo, M., Ortiz-Apuy, E., Salgado-Lobo, J., Villalobos-Morales, J., Esquivel-Hernández, G., Rojas-Jiménez, L. D., Gómez-Castro, C., Jiménez-Madrigal, Q., Vargas-Gutiérrez, O., & Birkel, C. (2019). DOC Transport and Export in a Dynamic Tropical Catchment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(6), 1665–1679. <https://doi.org/10.1029/2018JG004897>

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(2), 257–265. <https://doi.org/10.1111/rec.12053>

Song, K. Y., Zoh, K. D., & Kang, H. (2007). Release of phosphate in a wetland by changes in hydrological regime. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.035>

Soniassy Sandra, Pat., Schlett, Claus., R. (1994). Water analysis :organic micropollutants. [Hewlett Packard].

Turetsky, M. R. (2004). Decomposition and organic matter quality in continental peatlands: The ghost of permafrost past. *Ecosystems*, 7(7), 740–750. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0247-z>

Valbuena, C. y J. Benavidez. 2019. Entender el proceso histórico de desarrollo de la vegetación en una turbera dominada por *Distichia muscoides* en el Parque Nacional Natural El Cocuy. Pontificia Universidad Javeriana Colombia. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. pp. 6-37.

Vanselow-Algan, M., Schmidt, S. R., Greven, M., Fiencke, C., Kutzbach, L., & Pfeiffer, E. M. (2015). High methane emissions dominated annual greenhouse gas balances 30 years

after bog rewetting. *Biogeosciences*, 12(14), 4361–4371. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4361-2015>

Vargas, R. y. (2007). Guía metodológica PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA. In Greunal. <http://observatorio.epacartagena.gov.co/wp-content/uploads/2016/06/guia-metodologica-restauracion-ecologica.pdf>

Venterink, H. O., Davidsson, T. E., Kiehl, K., & Leonardson, L. (2002). Impact of drying and re-wetting on NPK dynamics in a wetland soil.pdf. 119–130.

Worrall, F., Gibson, H. S., & Burt, T. P. (2007). Modelling the impact of drainage and drain-blocking on dissolved organic carbon release from peatlands. *Journal of Hydrology*, 1–2(338), 15–27. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2007.02.016>







ISBN: 978-9942-8807-2-7



9 789942 880727