

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN RECURSOS HÍDRICOS**



**“VARIABILIDAD DE FACTORES HIDROLÓGICOS E HIDRÁULICOS
EN CUATRO TURBERAS DE LOS ANDES CENTRALES”**

Presentada por:

EDUARDO JOSUÉ OYAGUE PASSUNI

**TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN RECURSOS HÍDRICOS**

Lima-Perú

2021

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN RECURSOS HÍDRICOS**

**“VARIABILIDAD DE FACTORES HIDROLÓGICOS E
HIDRÁULICOS EN CUATRO TURBERAS DE LOS ANDES
CENTRALES”**

Presentada por:

EDUARDO JOSUÉ OYAGUE PASSUNI

**TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN RECURSOS HÍDRICOS**

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dr. Abel Mejía Marcacuzco
PRESIDENTE

Ph.D. David Jhonathan Cooper
ASESOR

Ph.D. Eusebio Ingol Blanco
Co-ASESOR

Mg.Sc. Rosa Miglio Toledo
MIEMBRO

Dra. Lia Ramos Fernández
MIEMBRO

Este trabajo está dedicado a
Carmen, Micaela y Mateo

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de una tesis representa un trabajo intenso que implica gran dedicación, energía, entusiasmo y no poco sacrificio. Concluirla ha sido posible gracias al apoyo, consejo y aliento de un grupo de personas e instituciones.

En primer lugar deseo agradecer al doctor David Cooper, mi asesor, gran amigo y un guía fantástico, su ejemplo empujó este trabajo. El Patronato de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas me brindó todo el apoyo y las condiciones para conducir una investigación objetiva y útil, Pedro Lerner, Carmela Landeo y Niskar Peña, son tan autores de este trabajo como yo. El doctor Eusebio Ingol, mi co-asesor, me ayudó a aterrizar muchas ideas, en particular el análisis del flujo subterráneo, junto con el doctor Michael Ronayne. Los miembros del jurado, cuyos comentarios mejoraron sustancialmente el desarrollo del proyecto y cuya buena actitud permite su defensa oportuna. Los amigos que me acompañaron a campo: Javier Cañote, Jonathan Milavares y Lucía Cabrejos (la jefa de ese equipo). A Ángela Baldoce y Danilo Ávila por las caminatas y su apoyo en la caracterización vegetal y a Niskar Peña por su excelente disposición para ayudarme con las plantas del lugar. Mónica Maldonado es una buena amiga y una excelente especialista en Turberas, con quien iniciamos hace unos años la aventura de dejar el espacio de confort y dedicarnos a desarrollar investigación en bofedales. A mi amigo Adrián Vera, tan increíblemente eficiente en campo instalando pozos de monitoreo, trabajando como conductor y ocupándose de todas las labores que a mi siempre se me olvidan. Juan Pablo Gayoso registró una serie de fotografías aéreas, las integró y generó un modelo de elevación digital que es de suma utilidad en el estudio. Lizbeth Bulnes fue fundamental con sus opiniones y apoyo en la fase final de la tesis, cuando viajé a Colorado para completar el análisis y comenzar con este manuscrito. Mis amigos de COLOSTATE Jeremy Sueltenfuss, Erin Cubley y Lewis Messner, y Kevin Chian de UC Irvine, quienes me dieron ideas sobre el análisis, revisaron los datos, me ayudaron a escoger los mejores gráficos y me invitaron alguna cerveza por ahí. Los análisis finales de la tesis y el inicio de este manuscrito (y el manuscrito del artículo producto de este trabajo), se desarrollaron en las instalaciones de Colorado State University en Fort Collins, gracias a un financiamiento para pasantías de CONCYTEC (Contrato 057-2019).

Finalmente a mi familia: Mateo, Micaela, Carmen, Mónica, Mario y Luciano.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	6
	2.1. CAPTURA Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO	10
	2.2. PROVISIÓN DE FORRAJE Y AGUA PARA GANADO	11
	2.3. REGULACIÓN HÍDRICA	13
	2.4. ANTECEDENTES	14
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	18
	3.1. ÁREA DE ESTUDIO	18
	3.2. ANÁLISIS DE VEGETACIÓN	20
	3.3. EVALUACIÓN HIDROLÓGICA	21
	3.3.1. Pozos de monitoreo	21
	3.3.2. Mini-piezómetros	23
	3.4. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA	23
	3.5. ANÁLISIS DE DATOS	26
IV.	RESULTADOS	28
	4.1. VEGETACIÓN	28
	4.2. HIDROLOGÍA	32
	4.3. INFLUENCIA DE LA HIDROLOGÍA EN LA VEGETACIÓN	36
	4.4. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA	40
V.	DISCUSIÓN	44
VI.	CONCLUSIONES	49
VII.	RECOMENDACIONES	51
VIII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Grupos definidos por el Clúster k-medias.	29
Tabla 2.	Lista de especies indicadoras (IndVal)	31
Tabla 3.	Índices hidrológicos.	37
Tabla 4.	Correlación entre índices hidrológicos	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación y características del acrotelmo y catotelmo	2
Figura 2.	Esquema de clasificación de humedales	7
Figura 3.	Imágenes de microscopía electrónica de turba	10
Figura 4.	Imagen aérea del sector Oeste del bofedal Moyobamba	12
Figura 5.	Mapa de ubicación de bofedales estudiados	19
Figura 6.	Instalación típica de estaciones hidrológicas	22
Figura 7.	Diseño esquemático de la instalación de estaciones hidrológicas . . .	22
Figura 8.	Análisis de k-medias y valores del criterio de Calinski	30
Figura 9.	Variabilidad de la precipitación y la tabla de agua	33
Figura 10.	Patrones de flujo de agua	35
Figura 11.	Resultado del análisis de correspondencias canónicas	38
Figura 12.	Valores de conductividad hidráulica y anisotropía	41
Figura 13.	Valores de K_h a diferente profundidad	43
Figura 14.	Relación entre hidrología, vegetación y conductividad hidráulica . .	48

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar si la variabilidad hidrológica afecta a la composición vegetal y la estructura del suelo turboso, en este trabajo se midieron variables hidrológicas, hidráulicas y biológicas en cuatro turberas de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas. Los resultados obtenidos muestran que todos los bofedales estudiados son sistemas dependientes de agua subterránea (turberas minerotróficas), y que la hidrología es un elemento fundamental en su desarrollo y conservación. Este tipo de humedales requieren del mantenimiento de condiciones hidrológicas estables y un nivel de agua subterránea cercano a la superficie del suelo. Cuando las condiciones citadas se cumplen, la formación vegetal suele estar dominada por solo una especie, *Distichia muscoides* Nees & Meyen. Dicha especie presenta un patrón de crecimiento vertical y acumula sus restos muertos en el subsuelo como turba. Si la columna de agua varía muy fuertemente durante el año hidrológico o, peor aún, se mantiene de manera permanente muy alejada del nivel del suelo, la dominancia de *D. muscoides* se reduce, siendo reemplazada por otras especies, algunas frecuentes pero no dominantes en bofedales y otras completamente ajenas en condición normal. La investigación muestra que, en las mejores condiciones de conservación, las turberas de plantas almohadilladas de la Cordillera Central están dominadas por *D. muscoides* (>al 60 % de la cobertura total), esto ocurre cuando el nivel de agua subterránea del humedal no desciende más allá de 50 cm por debajo del suelo durante todo el año hidrológico. Bajo estas condiciones la conductividad hidráulica en las capas superiores (25 a 50 cm de profundidad) se encuentra en el orden de 10^{-4} cm/s.

Palabras clave: bofedales, hidrología, flujo subterráneo, composición vegetal, conductividad hidráulica, turba

ABSTRACT

With the objective to identify if the hydrological variability has any effect over the plant composition and peat soils structure, this work assessed hydrological, hydraulic and biological variables in four peatlands with different environmental condition in Nor Yauyos - Cochas Landscape Reserve. Our results showed that all the studied bofedales are groundwater dependent systems (minerotrophic peatlands or 'fens'). Hydrology is a key factor for the development and conservation of those ecosystems, this kind of wetlands requires very stable hydrological conditions and permanently shallow groundwater levels. When those conditions occurs the vegetation was strongly dominated by *Distichia muscoides* Nees & Meyen, a plant species that have a remarkable vertical growth pattern pushing the debris bellow the ground to form peat. If the groundwater level fluctuates surpassing some thresholds along the year, or drops far to the ground permanently, the dominance pattern of *D. muscoides* can be reduced becoming replaced by other species, some of them frequent but no dominants in peatlands and other not present at all in normal conditions. This research showed that under the best bofedale conditions those cushion plants peatlands are dominated by *D. muscoides* (>60 % of the vegetation), that occurs when the groundwater level don't drops farther than 50 cm below ground level all around the year. Under these conditions the shallow peat layer hydraulic conductivity (25 - 50 cm depth) was measured around 10^{-4} cm/s.

Key words: bofedale, hydrology, groundwater flow, vegetation composition, hydraulic conductivity, peat

I. INTRODUCCIÓN

Las turberas son ecosistemas complejos, importantes por la provisión de una serie de servicios; en particular su alta capacidad de captura y almacenamiento de carbono (Joosten y Clarke 2002). Aunque cubren solo el tres por ciento de la superficie de tierras emergidas (aproximadamente), las turberas almacenan alrededor de un tercio de todo el carbono terrestre (300-450 Gt de C, Mitra *et al.* 2005, Limpens *et al.* 2008, Bragazza *et al.* 2012, Rezanezhad *et al.* 2016). Además, en medio del paisaje generalmente árido de los Andes centrales, las turberas representan hábitats importantes para la biodiversidad local (Oyague y Maldonado 2015, Servat *et al.* 2017) y proveen agua y forraje para la fauna silvestre y el ganado (Salvador *et al.* 2014, Maldonado 2014, Cooper *et al.* 2015).

Una característica importante de las turberas andinas (común en muchas turberas del mundo) es la presencia de una especie dominante de planta, la que suele exhibir un patrón de crecimiento vertical, de modo que la parte viva de la planta se desarrolla sobre sus propios restos, los que constituyen luego la turba. Estas especies presentan adaptaciones que les permiten desarrollarse en ambientes con escasa disponibilidad de nutrientes, con un substrato constituido por restos de sus propios tejidos, que se descomponen a una tasa notablemente lenta debido a la saturación permanente. Esta combinación de factores permite una acumulación constante de materia orgánica en forma de turba, puesto que la tasa de crecimiento suele exceder a la tasa de descomposición (Rydin y Jeglum 2013). Las turberas se desarrollan en zonas con disponibilidad hídrica, en terrenos planos o ligeramente inclinados, usualmente en fondos de valle o grandes planicies (Joosten y Clarke 2002). Aunque en los Andes es posible encontrar pequeñas turberas en laderas con pendiente media, asociadas a manantiales.

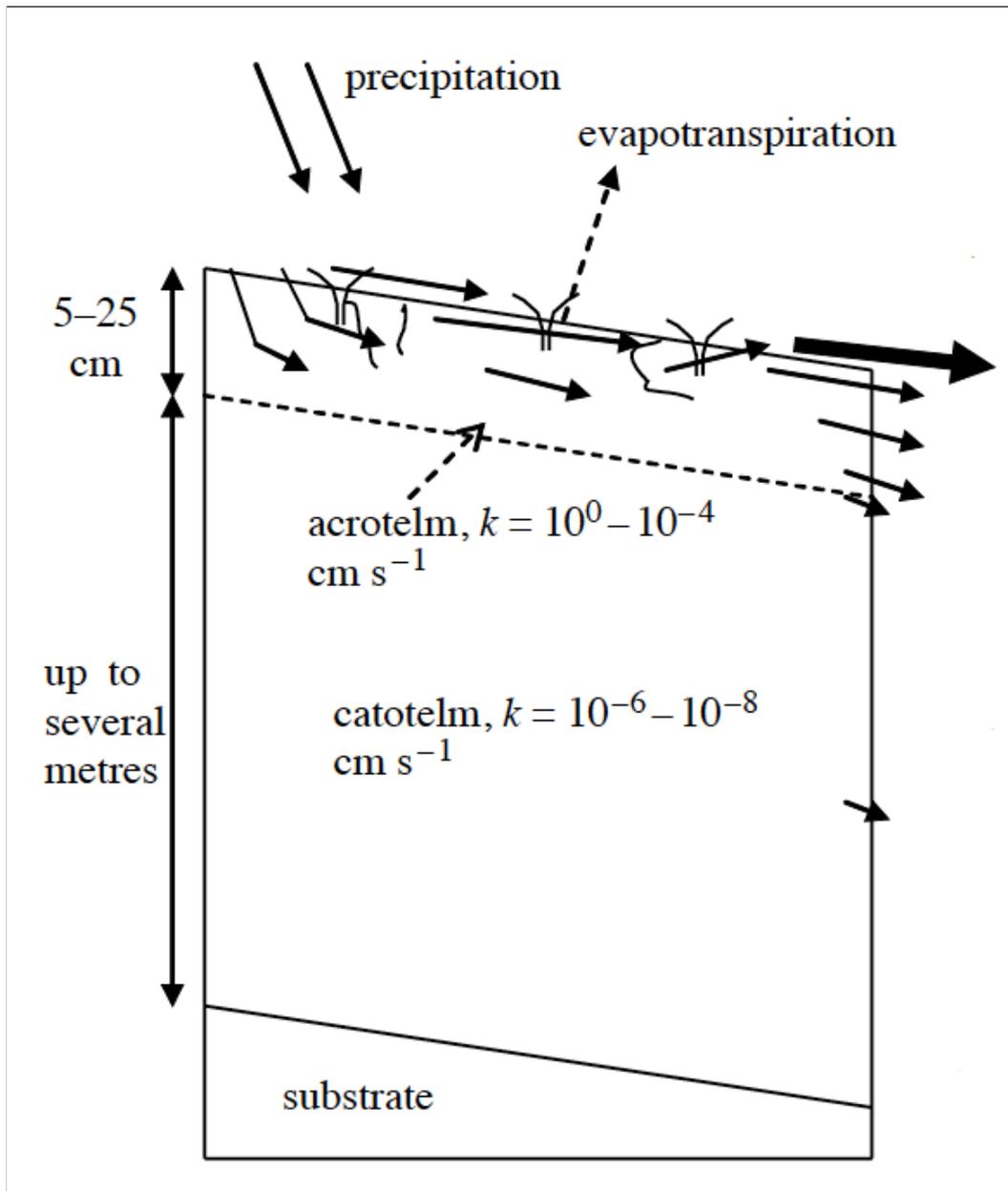


Figura 1: Ubicación y características del acrotelmo y catotelmo

FUENTE: Holden (2005)

La estabilidad en la provisión de agua define una segregación vertical con dos horizontes claramente diferenciados (Holden 2005, Siegel y Glaser 2006):

- El horizonte superior es denominado **acrotelmo**; su límite inferior corresponde al nivel mínimo de la tabla de agua subterránea durante el año hidrológico (Figura 1). En este horizonte ocurren una serie de procesos como la descomposición aeróbica de materia orgánica, la liberación de CO_2 y el intercambio activo de nutrientes.

- El horizonte inferior es llamado **catotelmo**, se encuentra permanentemente saturado y con escasa disponibilidad de oxígeno. El proceso de descomposición en este estrato es anaeróbico, por ello más lento que en el acrotelmo y tiene como producto final el metano (CH₄).

El balance neto entre las tasas de productividad primaria versus respiración y descomposición (generalmente consideradas como un solo término), se denomina eficiencia neta del ecosistema (ENE) y es descrito por la siguiente ecuación:

$$ENE = PPB - (R + \alpha)$$

donde:

ENE: eficiencia neta del ecosistema

PPB: productividad primaria bruta (consumo/captura de CO₂ a trave la fotosíntesis)

R: respiración (emisión de CO₂, CH₄ y otros compuestos de C)

α : otros procesos que pueden contribuir con pérdida de carbono (herbivoría p.ej.).

La eficiencia neta del ecosistema, define si el este tiene la capacidad para capturar carbono desde la atmósfera y almacenarlo en forma de turba, o si actúa como una fuente, liberándolo en forma de CO₂ o CH₄. Entre otros factores importantes, la eficiencia neta del ecosistema es fuertemente influenciada por la cantidad de agua disponible y su estabilidad en el tiempo (Chimner *et al.* 2002, Holden *et al.* 2004, Holden 2005, Rezanezhad *et al.* 2016). En aquellas turberas en las que la profundidad del acrotelmo es relativamente estable en el tiempo y significativamente menor que el espesor del catotelmo, ENE suele ser positiva y los procesos de captura de carbono dominan sobre los de liberación. Por el contrario, aquellas en las que la profundidad del acrotelmo varía sustancialmente a lo largo del año (el nivel freático fluctúa ampliamente), la tasa de descomposición suele superar a la de productividad primaria, y pasa de ser un sistema de captura a uno de liberación de carbono.

En los altos Andes del Perú y países vecinos, como Bolivia y la región norte de Chile, las turberas y otros tipos de humedales, son denominados ‘bofedales’ de forma genérica (aun-

que también se usan términos como oconales, oqonales, vegas, etc.). Los datos disponibles sobre las características químicas del agua y patrones de flujo dominante (Cooper *et al.* 2010, 2019, Salvador *et al.* 2014, Oyague y Maldonado 2015) indican que una parte importante de estos sistemas en los Andes peruanos son dependientes del agua subterránea (valores elevados de conductividad eléctrica, valores de pH claramente relacionados a la geología local, ingreso de agua desde las laderas cercanas y flujo predominante en dirección bofedal-río). Dicha agua provendría de la infiltración y almacenamiento en las laderas circundantes, por lo tanto se trata de humedales minerotróficos (denominados ‘fens’ en la terminología anglosajona), que suelen desarrollarse en zonas de descarga de acuíferos libres (Reeve *et al.* 2000, Fraser *et al.* 2001, Holden 2009). La misma turbera constituye, en la práctica, un acuífero colgado de pequeña dimensión, con el nivel de la columna de agua cerca a la superficie suelo y, consecuentemente, influenciado por la evapotranspiración (Hölting y Coldewey 2019). La variabilidad hidrológica se debería a la interacción de algunos factores como el tamaño de la cuenca aportante, la capacidad de infiltración de los suelos vecinos, la estabilidad en la provisión de agua a lo largo del año, la estructura de la turba, su nivel de descomposición o la existencia de estructuras humanas que influyen el nivel de la columna de agua (Crockett *et al.* 2015, Rezanezhad *et al.* 2016). En consecuencia, el desarrollo y las características ecológicas de una turbera andina dependen, en gran medida, de su hidrología. Por tanto, su capacidad para proveer servicios ecosistémicos (capturar y almacenar carbono, forraje, hábitat y provisión de agua para animales silvestres y ganado, etc.), puede verse alterada si las condiciones hidrológicas se modifican (Millar *et al.* 2017).

El **objetivo principal** de esta tesis consiste en determinar como la variabilidad temporal en el nivel de agua subterránea se relaciona con la conductividad hidráulica del suelo turboso y la composición vegetal, en cuatro bofedales ubicados dentro de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas.

Los objetivos específicos que contribuyeron a conseguir el objetivo principal, son los siguientes:

- Determinar los rangos de variabilidad temporal en el nivel de agua subterránea y relacionar dichos rangos con la conductividad hidráulica de los suelos turbosos (histosoles)
- Determinar el estado actual de la cobertura vegetal en los bofedales estudiados
- Determinar el patrón dominante de flujo en cada uno de los bofedales evaluados, identificando zonas de ingreso y descarga de agua en función a los datos de nivel de agua subterránea y medidas de gradiente hidráulico

II. REVISIÓN DE LITERATURA

La hidrología de humedales representa una particularidad en el paisaje, una de las características de diagnóstico más importantes de este tipo de ecosistemas es la proximidad de la tabla de agua subterránea a la superficie del suelo. En contraste con los ecosistemas acuáticos donde la superficie de agua se ubica sobre el substrato, u otros ambientes terrestres donde la tabla de agua se ubica a cierta distancia por debajo de la zona radicular. Esta característica de los humedales crea condiciones biogeoquímicas únicas que definen la formación vegetal y los procesos que ocurren a nivel del suelo (U.S. EPA 2008). Existen muchas definiciones de humedal con diferentes objetivos científicos, la norma canadiense (National Wetlands Working Group 1997) presenta esta definición fuertemente basada en características ecológicas e hidrológicas: “*superficie del terreno que presenta condiciones de saturación por el tiempo suficiente para promover procesos típicos de suelos pobremente drenados, vegetación hidrofítica y actividad biológica y química adaptada a condiciones de humedad*”. De acuerdo a esta definición, muchos terrenos con diferentes niveles de saturación pueden ser considerados humedales. En este trabajo se ha usado la clasificación general de humedales propuesta por Rydin y Jeglum (2013), basada en tres características ambientales importantes: presencia de una capa de turba (turberas - prados/pantanos), humedecimiento, y el gradiente complejo que incluye la variación en el pH, saturación de bases y disponibilidad de nutrientes (Figura 2).

Como puede verse, el primer factor importante de distinción entre tipos de humedales, es la presencia o ausencia de una capa de turba (generalizada como ‘al menos 40cm. de material orgánico’), pero dentro de cada grupo (turberas o no-turberas) muchas otras categorías pueden ser identificadas.

En el caso de turberas, la clasificación está basada en la fuente dominante de agua (precipitación o agua subterránea), patrones de variación en factores hidro-ecológicos y gradientes ambientales (Holden 2006). En ecosistemas de montaña con un régimen climático altamente variable como la puna andina central (Olson y Dinerstein 1998, Olson *et al.* 2001), las turberas dependientes de agua subterránea, o minerotróficas, se encuentran entre los humedales más comunes (Cooper *et al.* 2010, Crockett *et al.* 2015, Millar *et al.* 2017). En la Cordillera Blanca, una de las cadenas montañosas más importantes de los Andes tropicales, Chimner *et al.* (2019) identificaron cuatro tipos de humedales, el más abundante de ellos son las turberas minerotróficas de plantas almohadilladas (aprox. 60 por ciento de todos los humedales identificados).

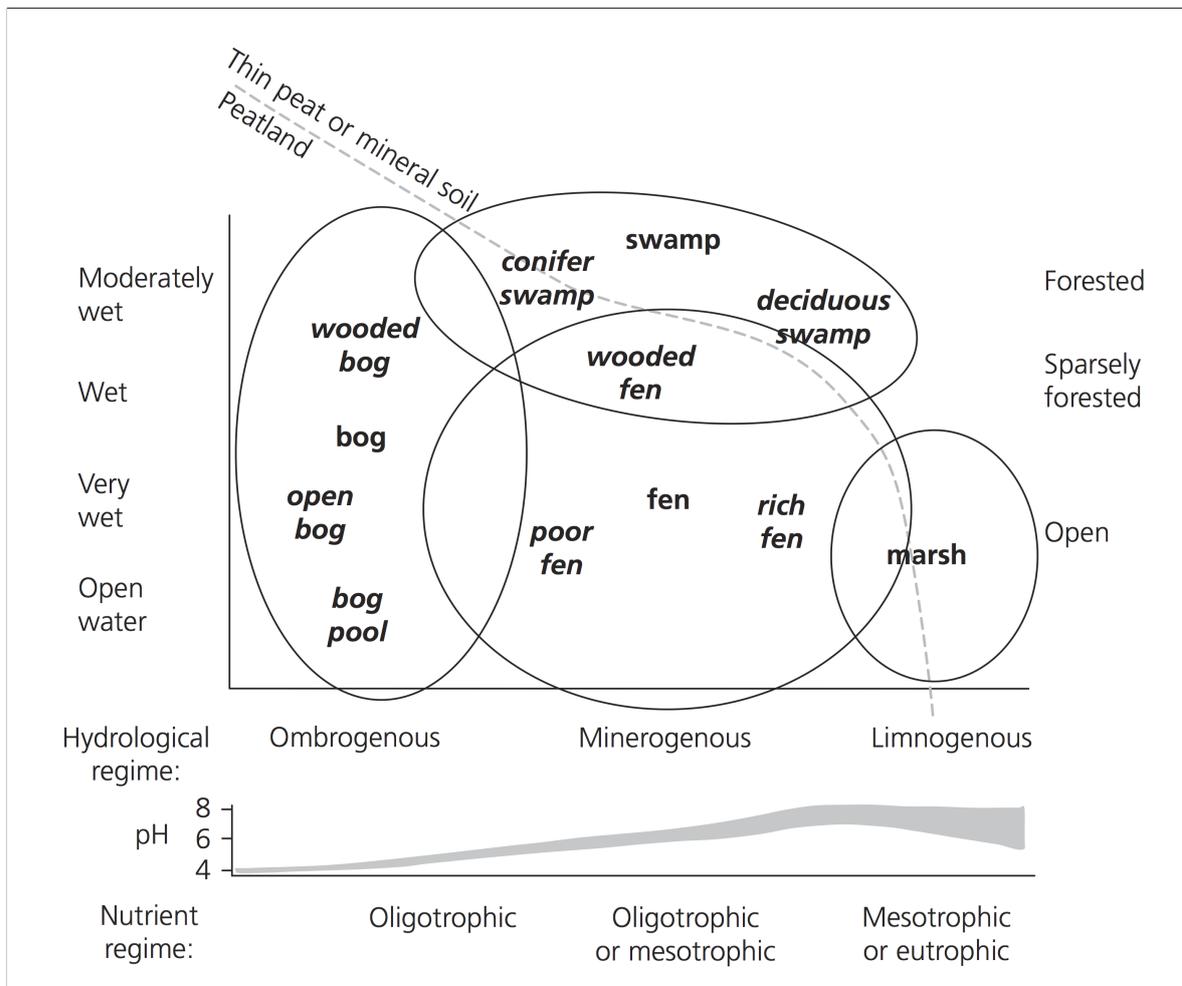


Figura 2: Esquema de clasificación de humedales

FUENTE: Rydin y Jeglum (2013).

La hidrología es un elemento importante para la sostenibilidad ambiental, especialmente en ecosistemas áridos o semi-áridos sometidos a una presión intensa derivada de las condiciones del cambio climático, en una región altamente sensible como los Andes tropicales exteriores (Rabatel *et al.* 2013, Dangles *et al.* 2017, Vuille *et al.* 2018). Esta importancia es mayor en elementos del paisaje asociados al agua, como las turberas minerotróficas que son dependientes de la estabilidad en la provisión de agua subterránea, y experimentan pérdidas por evaporación y evapotranspiración. Ambos procesos se hacen más relevantes cuanto más se incrementa la temperatura del aire y el suelo, aun cuando la cantidad total de precipitación anual no varíe (Schauwecker *et al.* 2017, Fluixá *et al.* 2018).

Ante las condiciones climáticas cambiantes, muchos sistemas de turberas alrededor del mundo, reducen su capacidad para capturar y almacenar carbono atmosférico (CO₂), uno de los servicios ecosistémicos más importantes que proveen. Este fenómeno es más común en turberas de zonas bajas (Millar *et al.* 2017) y en áreas circuntropicales (Gallego-Sala *et al.* 2018). El cambio en la dirección de flujo del CO₂ es promovido (desde una perspectiva simplificada) por un proceso de relaciones causa-efecto: el incremento de temperatura conduce al sistema a enfrentarse con demandas incrementadas de agua (debido a las pérdidas por evaporación y evapotranspiración) profundizando la tabla de agua subterránea durante la temporada seca. La combinación de procesos de evapoaración y evapotranspiración incrementados, estrés térmico y nivel de agua reducido, incrementa la liberación de CO₂ debido a la respiración y descomposición aeróbica.

El flujo de agua a través de estas turberas minerotróficas es gobernado por una serie de procesos, el más importante de todos es la descarga de agua subterránea (Paivanen 1973, Hill y Siegel 1991, Todorova *et al.* 2005). La dirección de flujo y la conductividad hidráulica de la turba dependen de su porosidad efectiva, y esta depende del estado de descomposición de la materia orgánica (Schlotzhauer y Price 1999, Holden y Burt 2003, Rezanezhad *et al.* 2010, 2016). De acuerdo a Rezanezhad *et al.* (2010, 2016) y Crockett *et al.* (2015), la capacidad de las turberas para retener el agua, es una de las características que le permiten sobrevivir y

cumplir sus funciones ecológicas eficientemente, en tal sentido la conductividad hidráulica de la turba suele ser remarcablemente baja (en el orden de 10^{-5} a 10^{-8} cm/s en las capas inferiores). Si se toma en cuenta su alta porosidad (entre 80 y 50 por ciento en volumen, en el acrotelmo y catotelmo respectivamente), la escasa conductividad hidráulica documentada resulta inesperada, y se debería al hecho de que tiene una naturaleza dual, con grandes poros interconectados y activos, en los que el flujo advectivo es relativamente simple. Pero también existe una proporción importante de micro y meso poros, con una limitada conexión o incluso sin conexión (en el último caso, se trata por lo general de espacios intercelulares inactivos) en los que el intercambio de materia se da principalmente por fenómenos de difusión, lo que provee a este tipo de formaciones de una capacidad importante para la absorción/adsorción de contaminantes (Figura 3).

Diversos servicios ecosistémicos son atribuidos a los bofedales, algunos ejemplos son los siguientes (Squeo *et al.* 2006, Salvador *et al.* 2014, Maldonado 2014):

- Captura y almacenamiento de carbono
- Provisión de alimento (forraje) y agua para animales silvestres y ganado
- Regulación de recursos hídricos

Sin embargo, debe revisarse como es que algunos de estos servicios ecosistémicos son provistos por las turberas, y si (desde un análisis conceptual) es posible que, en efecto, se provean todos ellos tal como suele ser percibido. Esto debido a que la provisión de servicios ecosistémicos constituye una herramienta efectiva para el planteamiento de medidas de conservación, pero el planteamiento incorrecto puede redundar en la invalidación futura de proyectos similares.

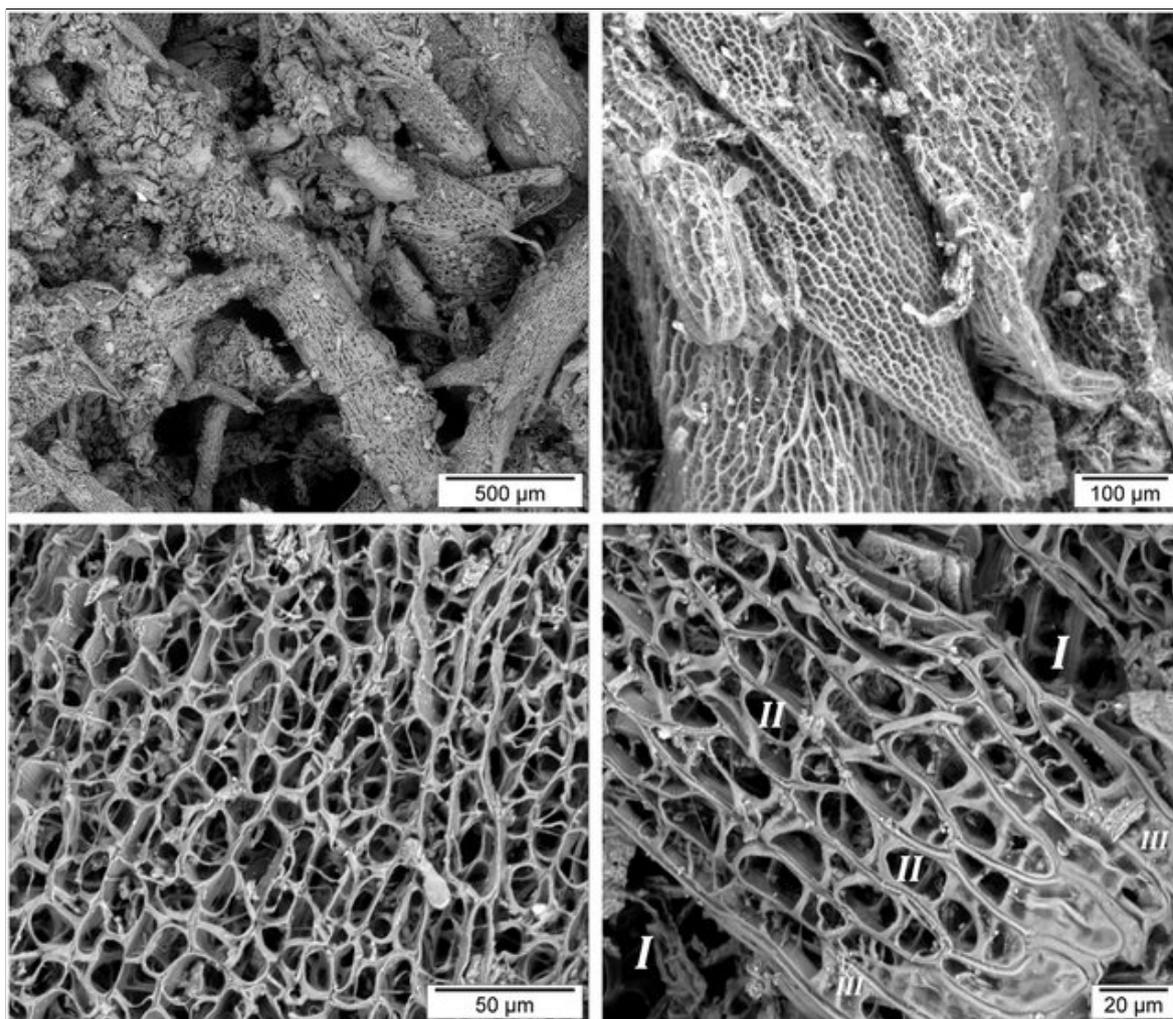


Figura 3: Imágenes de microscopía electrónica de turba

Poros tipo I (imagen inferior derecha) permiten el flujo activo de agua. Los poros de los tipos II y III constituyen elementos inactivos para el flujo

FUENTE: Rezanezhad *et al.* (2016)

2.1. CAPTURA Y ALMACENAMIENTO DE CARBONO

La capacidad de capturar y almacenar carbono atmosférico, es una característica fundamental de las turberas que depende directamente de la estabilidad en el nivel de agua subterránea. El balance neto entre el ingreso y la salida (liberación) de compuestos que contienen carbono (CO_2 y CH_4) depende de la relación entre el espesor del acrotelmo y el catotelmo, y de las tasas diferenciales de productividad primaria, respiración y descomposición (Asada *et al.* 2005, Holden 2005, Benavides *et al.* 2013).

La captura de carbono debería ser analizada en base a las tasas anuales de eficiencia neta. Es fundamental considerar la dimensión temporal del proceso, esto permitirá conocer si el ecosistema tiene una eficiencia neta positiva (captura de carbono) o si la eficiencia neta es negativa y, por lo tanto, el carbono almacenado es descompuesto a una tasa mayor que la captura y el sistema se convierte en un gran liberador de CO₂ o CH₄ hacia la atmósfera (Chimner *et al.* 2002, Wieder *et al.* 2009, Schimelpfenig *et al.* 2013, Millar *et al.* 2017).

2.2. PROVISIÓN DE FORRAJE Y AGUA PARA GANADO

Una de las actividades humanas que se desarrollan con mayor intensidad en las turberas altoandinas es el pastoreo de ganado, particularmente basado en especies domésticas de camélidos como la llama (*Lama lama*) y la alpaca (*Lama paco*) y especies introducidas como la oveja, la vaca y el caballo (Pfister *et al.* 1989). Además, estos ambientes constituyen zonas preferentes de pastoreo de la vicuña (*Vicugna vicugna*), una de las dos especies de camélidos nativos de Sudamérica (Pfister *et al.* 1989, Maldonado 2014, Cooper *et al.* 2015). En muchos sectores del territorio peruano, y particularmente en los Andes del sur (Cusco, Moquegua, Puno y Tacna), la carga de forrajeo a que dichos bofedales están sometidos es muy elevada (Flores 2017). El sobrepastoreo es identificado por Flores *et al.* (2014) como uno de los riesgos más importantes para la sostenibilidad de estos ecosistemas, no solo porque el estrato de vegetación viva es sobreexplotado, sino porque genera una serie de efectos asociados, como la compactación del suelo, y el incremento en la conectividad entre estanques, los que tienen el potencial de deteriorar el ecosistema.

En algunos casos, las actividades de pastoreo implican el drenaje de los bofedales, como en el caso de la cuenca Cochas - Pachacayo en la región Junín (parte de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas): casi la totalidad de la cuenca formaba parte de la antigua hacienda Pachacayo, propiedad de la compañía minera Cerro de Pasco Corporation (CPC) hasta 1969, cuando fuera expropiada por el estado peruano.

En la hacienda operaba la división ganadera de CPC, que tenía a cargo (entre otras actividades) el desarrollo de una nueva variedad de oveja adaptada a las condiciones locales, esta actividad se llevó a cabo entre 1953 y 1955 y dio como resultado principal la raza Junín (Rojas 2015). Como parte de la estrategia para la optimización de la crianza ganadera, la administración de CPC drenó casi todos los bofedales en la cuenca. Esto debido a que en los estanques ocurre la eclosión de los huevos y algunos estadíos larvales (Miracidium y Cercaria) de *Fasciola hepatica* (Trematoda: Platyhelminthes), un parásito cuyo hospedero final es, usualmente, la oveja. Para drenar los bofedales, CPC excavó una serie de canales profundos (Figura 4), una técnica eficiente para secar este tipo de ambientes, debido a que la velocidad superficial del agua tiende a ser varias dimensiones superior que la velocidad de flujo subterráneo (conductividad hidráulica) (Holden *et al.* 2004, Hooijer *et al.* 2010).



Figura 4: Imagen aérea del sector Oeste del bofedal Moyobamba

Se muestra la presencia de canales de drenaje. Imagen generada en junio del 2017, por Gayoso y Oyague

2.3. REGULACIÓN HÍDRICA

En el Perú, es común considerar a los bofedales como “ecosistemas esponja”, con la capacidad de capturar y almacenar agua en su matriz porosa durante la temporada húmeda y liberarla alimentando el caudal base de quebradas y ríos durante la temporada seca (Squeo *et al.* 2006, Maldonado 2010, Loza Herrera *et al.* 2015). Sin embargo, como es señalado por Holden (2005), Holden *et al.* (2006) y Mosquera *et al.* (2016), las condiciones características de las turberas, con niveles de saturación de agua constante y generalmente muy cercanos a la superficie (revisar la figura 1), contradicen ello. Puesto que la condición de cuasi-permanente saturación del suelo reduce la infiltración y -consecuentemente- el almacenamiento significativo de agua directamente precipitada en la época húmeda. Y durante la época seca, su necesidad de preservar condiciones de humedad elevada, impiden la ‘liberación activa’ del recurso hídrico almacenado.

Por otro lado, la mayor parte de los bofedales que almacenan materia orgánica en forma de turba (turberas) en los Andes centrales, serían ecosistemas dependientes de agua subterránea, por lo que se suelen desarrollar en sectores donde ocurren descargas de acuíferos, las cuales son constantes a lo largo del año y particularmente críticas en la época seca. En dicho contexto, la naturaleza de la vegetación que forma la turbera (y cuyos restos forman el medio poroso denominado turba) implica una demanda intensiva de agua, parte de la cual puede perderse por evapotranspiración, derivada de los procesos metabólicos, por lo que una parte importante del caudal aportado por la descarga de los acuíferos vecinos, se perdería para el sistema en su conjunto. De acuerdo a Rezanezhad *et al.* (2010, 2016) y Crockett *et al.* (2015), la capacidad de las turberas para retener el agua (no liberar), es una de las características que le permiten sobrevivir y cumplir sus funciones ecológicas eficientemente.

Un síntoma evidente del desconocimiento sobre los procesos hidrológicos que gobiernan el desarrollo de las turberas andinas, reside en la asunción de un servicio ecosistémico de provisión de agua a partir de los bofedales (Crispín 2015, BID-MINAM 2014, Aquafondo 2016). Estos proyectos asumen el concepto de ‘ecosistema esponja’ discutido previamente,

pero un ejercicio simple de balance hídrico conceptual, pone en duda esta capacidad:

- Se trata de ecosistemas dependientes de agua subterránea, que tienen la necesidad de mantener un nivel freático estable y muy cercano a la superficie, en este contexto hay un volumen bastante limitado de agua ‘almacenada’ en el acrotelmo durante la temporada húmeda, que podría ser cedida al sistema fuera del bofedal durante el período de estiaje, pero que representa una porción mínima de toda el agua presente en el medio poroso
- Si el nivel de agua es cercano a la superficie del suelo, y el sistema se ve fuertemente influenciado por la evapotranspiración, esto implica la pérdida de una parte importante del agua que ingresa
- El bofedal requiere de un nivel constante de saturación en el catotelmo (entre 20 y 50 cm debajo de la superficie), por ello debería existir una provisión constante de agua que reemplaze el volumen perdido (y que además permita alimentar cursos fluviales asociados), esta solo puede originarse en el acuífero circundante
- En consecuencia, el ecosistema bofedal podría no constituir una ‘fuente de agua’ para el sistema hídrico aguas abajo, sino un usuario de los recursos disponibles en la cuenca

2.4. ANTECEDENTES

En sus orígenes, la investigación básica en la ciencia de la conservación, se basaba en cuantificar algunas características ambientales y (predominantemente) factores biológicos (p.ej. el concepto de especies sombrilla), excluyéndose los factores físicos (Westgate *et al.* 2015). Esta deficiencia se fue reduciendo por la aplicación de medidas multidisciplinarias, en particular en trabajos de investigación que combinan diferentes escenarios de cambio climático con sus posibles efectos en la conservación y sostenibilidad de ecosistemas (Garnett *et al.* 2007, Groves *et al.* 2012). La conservación de cuencas y la restauración ecológica, dos campos de investigación que combinan conocimiento en ciencias básicas con ingeniería, constituyen las disciplinas en las que los elementos físicos del ecosistema son evaluados con

mayor intensidad, para asegurar la preservación y sostenibilidad de bienes y servicios a diferentes niveles (Kauffman *et al.* 1997, DeAngelis *et al.* 1998, Lewis 2005).

Pero en la actualidad, en muchos países en desarrollo (entre ellos el Perú), es común que el diseño de procedimientos para clasificar los bienes naturales e incluso las decisiones sobre la inversión de fondos destinados a conservación y/o restauración, se realicen con una base muy pobre de conocimiento local (Szaro *et al.* 1998, Sutherland *et al.* 2004), es posible citar algunos ejemplos a nivel regional:

- Para la conservación de humedales, los estudios hidrológicos son básicos debido a que todo el funcionamiento ecológico de éstos se basa en la disponibilidad de agua. A pesar de esto, algunos esfuerzos de clasificación de bofedales desarrollados en Sudamérica (Squeo *et al.* 2006, Maldonado 2014) se basan únicamente en elementos botánicos o florísticos
- Actualmente, el gobierno peruano y algunas iniciativas privadas (como Aquafondo, una iniciativa destinada a evaluar las opciones que ayuden a asegurar la provisión de agua para Lima metropolitana) están iniciando un programa intensivo de restauración de bofedales en las partes altas de algunas cuencas andinas, con el objetivo principal de asegurar la provisión de agua en la parte baja de los valles costeros, donde se ubican algunas de las ciudades más importantes del país. Todos estos proyectos se basan en el concepto de ‘bofedal esponja’

Estos planteamientos, ignoran una serie de principios que gobiernan el funcionamiento de dichos ecosistemas, como que la formación vegetal que domina el bofedal, es altamente dependiente de la cantidad y calidad del agua que alimenta el sistema, esto determina tanto su dinámica, como su composición florística. O que la mayoría de las turberas andinas son minerotróficas, es decir que son alimentadas por agua subterránea que proviene de los suelos circundantes y, por tanto, se trata de usuarios del recurso hídrico subterráneo, y no de sistemas que puedan proveer agua.

Cooper *et al.* (2010, 2019) estudian una serie de turberas en Cajamarca, Lima, Junín, Cusco (Perú), y la Cordillera Real (Bolivia), todas ellas alimentadas por aguas subterráneas (mine-rotróficas), e identifican que la naturaleza geológica del área y de los suelos circundantes, ejercen influencia no solo sobre la composición iónica mayoritaria del agua que ingresa al sistema bofedal, sino también en la composición y estructura vegetal. Mosquera *et al.* (2016) hacen una aproximación al funcionamiento hidrológico de ecosistemas montañosos en los altos Andes tropicales (Ecuador), en base a estudios isotópicos demuestran que los histosoles (suelos mayoritariamente orgánicos, turba) de humedales andinos, son aprovisionados por agua proveniente del escurrimiento lateral de los andosoles (suelos inorgánicos) de las laderas. El agua fluye a través del suelo de los humedales, para luego alimentar a quebradas y pequeños ríos de cabecera.

Por el contrario, Polk *et al.* (2017) sostienen que los humedales del Parque Nacional y Reserva de Biosfera de Huascarán, en Perú, son esencialmente sistemas ombrotroáficos (alimentados por agua de lluvia, 'bogs'), con un importante aporte de agua superficial proveniente -a través de ríos y quebradas- de los glaciares cercanos. En tal sentido, mediante un modelo econométrico, relacionan la variabilidad temporal en el tamaño y fraccionamiento de los bofedales, con el proceso de retracción glaciaria (ambos analizados en base a imágenes satélite), encontrando que ambos procesos se asocian según lo predicho por el concepto de 'pico de agua' (Carey *et al.* 2014), es decir que: la mayor disponibilidad de agua temporal, debido al acelerado procesos de retracción glaciaria, permite el desarrollo de amplias extensiones de humedales en la actualidad. Pero el resultado final de este proceso sería (una vez perdidos en su totalidad los glaciares) una provisión de agua ligeramente menor y la consecuente reducción en los ecosistemas, actividades, bienes y servicios asociados.

En base al análisis de imágenes de satélite, patrones de lluvia y patrones geomorfológicos en la Cordillera Real (Bolivia), Dangles *et al.* (2017) encuentran respuestas similares a lo obtenido por Polk *et al.* (2017), con una tendencia al incremento en el número promedio y área total de humedales, en tanto que el área glaciaria y las lluvias a nivel regional, se reducen.

Tanto el trabajo de Dangles *et al.* (2017) como el de Polk *et al.* (2017) identifican variaciones en número, tamaño y forma de humedales altoandinos, que son coincidentes con el fenómeno continuo de reducción en el área glaciar de los Andes Tropicales (Rabatel *et al.* 2013), pudiendo tratarse de dos fenómenos que responden en forma paralela a la variabilidad climática regional o al fenómeno global de cambio climático (cambios en patrones de lluvias, incrementos de temperatura), pero no necesariamente dos fenómenos con una relación causal (reducción glaciar-incremento en área de humedales). Asumir lo último implica obviar que la principal fuente de aprovisionamiento de agua para los humedales andinos es subterránea, el riego superficial provisto por las quebradas de origen glaciar no necesariamente generaría la misma comunidad vegetal, como plantean Cooper *et al.* (2010, 2019) en Perú y Bolivia, y Mosquera *et al.* (2016) en Ecuador.

Como puede apreciarse, existe gran controversia sobre la naturaleza hidrológica de los humedales andinos, siendo este un factor fundamental para su correcta gestión, por tanto, se requiere el desarrollo de conocimiento específico que ayude a comprender cuales son las fuentes de agua para estos ecosistemas, cual es su rol en el balance hídrico de cuenca, y cual es su aporte en forma de otros servicios ecosistémicos.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

En esta sección se describe el área de estudio, las estaciones de muestreo, los métodos y las herramientas de colecta de datos y los procedimientos de análisis.

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

Este trabajo fue desarrollado en cuatro turberas dentro de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas (RPNYC), en los Andes peruanos centrales. Dos de los sitios evaluados, Huachipampa y Piticocha, se ubican en la vertiente occidental de los Andes (Figura 4 A) en la cuenca alta del río Cañete (región Lima). La cuenca de Cañete forma parte de la región 6 de la clasificación climática propuesta por Rau *et al.* (2017). Esta región exhibe una estacionalidad bien definida, con la temporada húmeda que se extiende entre diciembre y marzo, durante la cual ocurre aproximadamente el 85 por ciento de la precipitación total anual, con un valor promedio interanual de 720 mm/año. El tercer y cuarto sitios de estudio, son dos pequeños bofedales localizados en el sector Moyobamba, en la cabecera de la cuenca Cochas en la vertiente oriental de la Cordillera Central, este sector presenta un clima influenciado por la Amazonía, lo que determina que la estación lluviosa se extienda por un período ligeramente mayor. La distribución de la lluvia en esta parte de la cordillera es más homogéneo a lo largo del año, de manera que durante la temporada húmeda precipita aproximadamente el 65 por ciento de la lluvia total anual, que en promedio alcanza los 950 mm por año (Lavado *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2016). En la figura 5 se muestra la ubicación del área de estudio dentro de la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas y vistas detalladas de los bofedales evaluados, incluyendo su ubicación relativa con respecto al nevado Pariacaca, el más importante de la Cordillera Central.

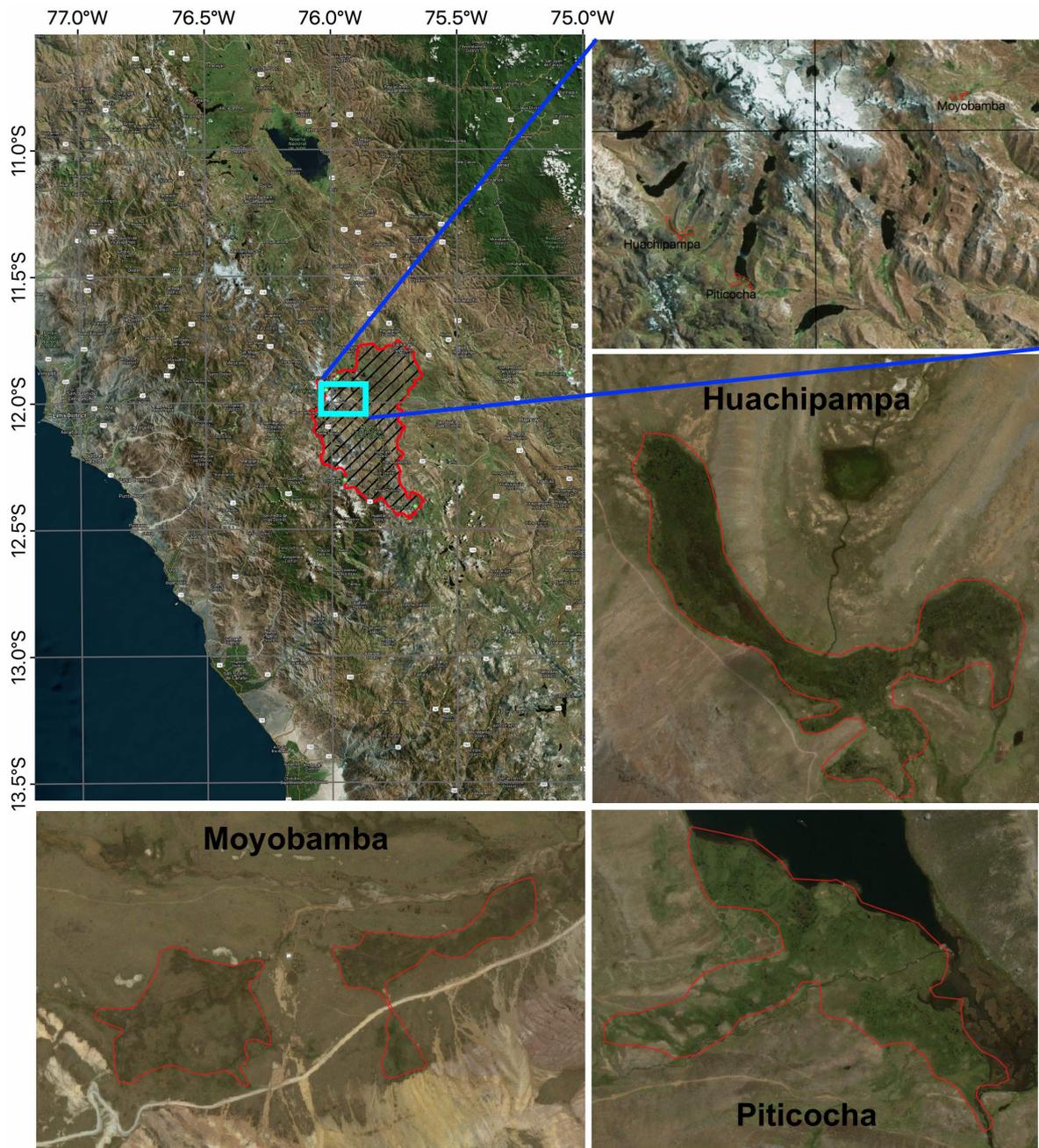


Figura 5: Mapa de ubicación de bofedales estudiados

Bode rojo: RPNYC. Cuadrícula azul: área de estudio

El área ocupada por cada uno de los cuatro bofedales estudiados es la siguiente: el bofedal de Huachipampa ocupa una superficie total de 47.79 hectáreas, Piticocha se extiende sobre 31.83 hectáreas, en tanto que los dos bofedales de Moyobamba (vertiente oriental) son mas pequeños que los anteriores, el sector oeste cubre una superficie total de 4.83 hectáreas, mientras que el sector este se extiende sobre 7.11 hectáreas de terreno.

Las turberas en esta región se desarrollan en fondos de valle por encima de los 4000 metros sobre el nivel del mar (msnm), delimitados por morrenas laterales que almacenan y transmiten cantidades importantes de agua subterránea (Cooper *et al.* 2019). Todas las turberas estudiadas son clasificadas como minerotróficas (Cooper *et al.* 2010). La especie estructuralmente más importante en estas turberas es *Distichia muscoides*, una Juncaceae que crece formando grandes cojines clonales. Estos cojines son bastante compactos y bloquean el flujo de agua superficial formando estanques entre ellos, lo que configura una microtopografía compleja (Waddington *et al.* 2010).

Las cuatro turberas evaluadas se seleccionaron debido a que presentan diferentes características hidrológicas. Huachipampa es una turbera natural, no conectada a glaciares actuales, expuesta a presiones derivadas de variabilidad climática y pastoreo. Piticocha es influenciada por irrigación y es intensivamente pastoreada. Moyobamba fue desecada usando drenes desde los inicios de la década de 1950 para desarrollar un programa de crianza intensiva de ganado (Cooper *et al.* 2019).

3.2. ANÁLISIS DE VEGETACIÓN

La cobertura vegetal se analizó utilizando un procedimiento de evaluación rápida (rapid survey) derivado a partir de los métodos para evaluar vegetación herbácea en los cuadrantes modificados de Whittaker (Whittaker 1972, Stohlgren *et al.* 1995). Se instalaron cinco (5) cuadrantes de un metro cuadrado cada uno (1 m²) localizados alrededor de cada estación de monitoreo hidrológico. Se identificaron todas las plantas vasculares con, al menos, cinco por ciento (5 %) de cobertura y se incluyeron cinco categorías adicionales: musgos, plantas acuáticas (usualmente en pozos someros), pozos profundos, cojines muertos y suelo mineral descubierto (solo presentes cerca de los bordes del bofedal). Los datos de los cinco cuadrantes evaluados fueron promediados y utilizados como caracterización general del punto de evaluación. En esta caracterización solo se utilizaron datos registrados en la época seca por dos razones principales: (1) la tasa de crecimiento y cambios en este tipo de ecosistemas, aunque probablemente se haya modificado en las condiciones relacionadas al cambio

climático, sigue siendo notablemente lenta comparada con otras formaciones vegetales (Benavides *et al.* 2013, Cooper *et al.* 2015, Loza Herrera *et al.* 2015, van Bellen *et al.* 2015), (2) la temporada seca constituye el factor más influyente para el ecosistema en términos de estrés hídrico, reducción del fitness biológico, tasa de supervivencia para especies estructurales y presión por sobrepastoreo (Naoki *et al.* 2014, Loza Herrera *et al.* 2015, Cooper *et al.* 2019, Magnan *et al.* 2019).

3.3. EVALUACIÓN HIDROLÓGICA

En total se instalaron 78 estaciones hidrológicas, 29 en Huachipampa, 16 en Piticocha y 33 en Moyobamba. Cada estación hidrológica está compuesta por: un (1) pozo de monitoreo de nivel y calidad de agua y tres (3) mini-piezómetros (Figura 6). Se midió la altura de la columna de agua en los instrumentos instalados con una frecuencia casi-bimestral.

3.3.1. Pozos de monitoreo

Cada pozo de monitoreo es, en términos estrictos, un tubo de PVC de 5.08 centímetros de diámetro (2 pulgadas), usualmente de 1.6 a 2.1 metros, con ranuras a lo largo de toda su longitud. Este tubo es insertado en el suelo hasta una profundidad de 1.5 a 2.0 metros (eventualmente, en sectores con muy poca turba, el pozo de monitoreo puede ser instalado a menor profundidad). Las perforaciones que el tubo presenta a lo largo de toda su longitud (usualmente ranuras distanciadas entre 5 y 10cm), hacen que el nivel de agua se estabilice a una profundidad similar de aquella a la que se encuentra en el subsuelo, permitiendo un registro bastante confiable del nivel freático. El diámetro del tubo (5.08cm) permite también el ingreso de sensores para el registro de características fisicoquímicas del agua (p.ej. pH, conductividad eléctrica, temperatura o concentración de oxígeno disuelto), y en caso de ser requerido, para la toma de muestras de entre 0.5 a 1.5 Litros destinadas al análisis de laboratorio.

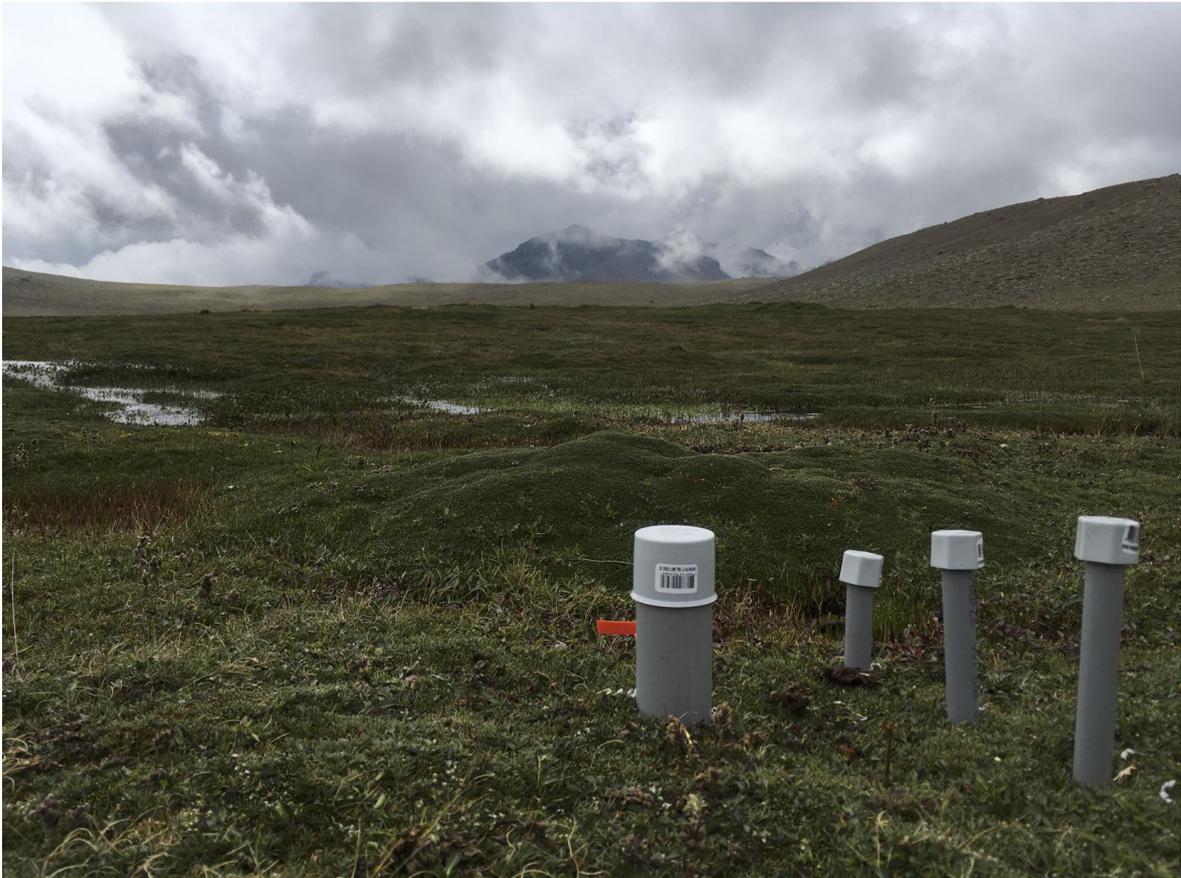


Figura 6: Instalación típica de estaciones hidrológicas

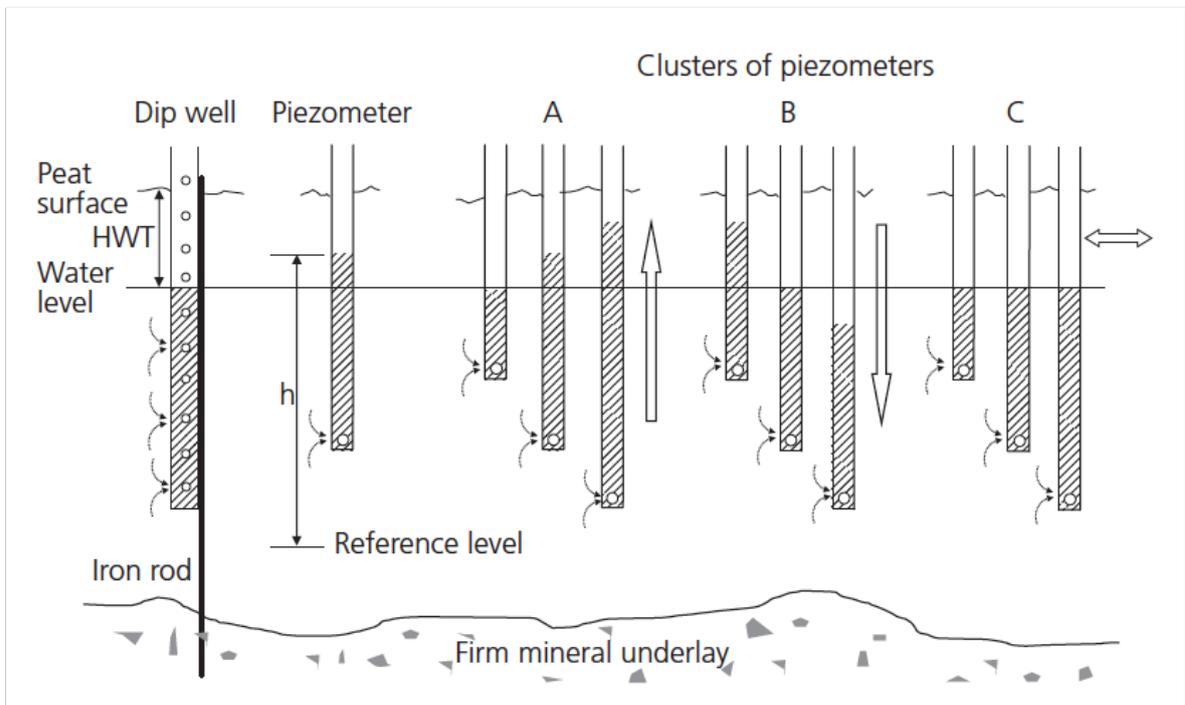


Figura 7: Diseño esquemático de la instalación de estaciones hidrológicas

FUENTE: Rydin y Jeglum (2013)

3.3.2. Mini-piezómetros

Tres (3) mini-piezómetros fueron instalados como parte de cada estación de monitoreo. Cada mini-piezómetro se introdujo en el suelo a un nivel distinto, pero en todos los casos por debajo del nivel observado para la columna de agua (normalmente a niveles equivalentes al 60, 70 y 80 por ciento de la profundidad total a la que se instaló el pozo de monitoreo). El mini-piezómetro está construido con un tubo de PVC de 1.27 centímetros de diámetro ($1/2$ pulgada), presenta solo una apertura (el nivel basal) y permite el registro de patrones de flujo vertical (ingreso o salida de agua del sistema) en base a las diferencias en el valor de ascenso obtenido. El valor de la pendiente obtenido de la relación profundidad de piezómetro(x) x nivel de agua(y) representa la dirección de flujo vertical en esa estación de monitoreo. Mientras que con los datos del piezómetro intermedio se estimó el gradiente hidráulico vertical (GHV). Para estimar el GHV se utiliza la relación $\Delta h/\Delta l$, donde Δh es la diferencia en el nivel del agua entre el piezómetro y el pozo de monitoreo y Δl es la profundidad del piezómetro (Lee y Cherry 1979, Valett *et al.* 1994, Baxter *et al.* 2003).

La Figura 7 muestra un diagrama con la instalación típica de pozos y piezómetros para las estaciones de monitoreo hidrológico.

3.4. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA

Se utilizaron pruebas de bombeo (slug-test) para medir la conductividad hidráulica (K) de la turba siguiendo la metodología descrita por Baird y Gaffney (1995), Surridge *et al.* (2005) y Kelly *et al.* (2014), este último en turberas de la Amazonía peruana.

Las pruebas de bombeo fueron desarrolladas en 36 de las 78 estaciones hidrológicas instaladas, utilizando dos tipos de piezómetros. El primer tipo de piezómetros fue desarrollado para medir la conductividad hidráulica horizontal (K_h), se diseñaron en tubos de PVC de 3.81 centímetros de diámetro interno. Cuatro ranuras, cada una de 10 centímetros de longitud, fueron abiertas en las paredes del tubo a una distancia de 5 centímetros de la base del mismo, cubriendo alrededor del 60 por ciento de la circunferencia total del tubo. Un cono

de polímero generado con una impresora 3D se utilizó para sellar la base del tubo (SurrIDGE *et al.* 2005, Kelly *et al.* 2014). El segundo tipo de piezómetro fue construido con una pieza idéntica de tubo de PVC, pero solo con una apertura en la parte basal, permitiendo la medición de un valor mixto de conductividad hidráulica, dominado por el componente vertical (K_v) (Boelter 1965, Chason y Siegel 1986, Holden y Burt 2003).

Ambos tipos de piezómetros fueron instalados utilizando el método de la presión directa (push-method, Baxter *et al.* 2003), considerando entre tres y seis profundidades, dependiendo del nivel freático durante la temporada húmeda y el espesor de la capa de turba. Los piezómetros más someros fueron instalados a 25 centímetros debajo del nivel del suelo, pero los valores de conductividad hidráulica fueron medidos a este nivel solo en estaciones donde la tabla de agua subterránea se ubicara a menos de 15 centímetros de profundidad en la época húmeda. Los piezómetros más profundos se instalaron a 150 cm por debajo del nivel del suelo, y también se instalaron piezómetros a 50, 75, 100 y 125 cm de profundidad.

Antes de realizar cada prueba de bombeo, los piezómetros fueron purgados hasta obtener una respuesta de recuperación similar en tres purgas sucesivas (Cárdenas y Zlotnik 2003, SurrIDGE *et al.* 2005). Inmediatamente después de la purga, un transductor de presión (Baro Diver DI500, Van Essen Instruments) fué instalado con el sensor sumergido en los 5 centímetros inferiores del piezómetro. A continuación, una pieza de acero de volumen conocido se instaló en el tubo, inmediatamente por encima del transductor. Después de 24 horas, la pieza de acero fue rápidamente removida, para producir una caída inmediata en el nivel de agua en el tubo, esto constituye el inicio de la prueba. Este procedimiento se repitió dos o tres veces en cada piezómetro, y en algunos casos una cuarta repetición fue realizada en algunos piezómetros, para evaluar la precisión del método (Zlotnik 1994, Cardenas y Zlotnik 2003). Debido a que la influencia del comportamiento mareal (tidal behavior) de la presión atmosférica, puede ser crítica en zonas montañosas tropicales (Dai y Wang 1999, Hamilton *et al.* 2008), un sensor de presión adicional fue instalado en la superficie del cada bofedal durante el período de desarrollo de las pruebas.

El análisis de los datos de las pruebas de bombeo se realizó utilizando los métodos sugeridos por Bouwer y Rice (1976), Bouwer (1989), Zlotnik (1994) Schwartz y Zhang (2003). Los valores de conductividad hidráulica vertical (K_v) se estimaron a partir de los datos registrados en los piezómetros con apertura basal, utilizando el método de permeabilidad del suelo de Kirkham (Kirkham 1946, Reeve y Kirkham 1951). Este método aplica una transformación de la ecuación de Hroslev, y es recomendado para columnas de agua relativamente someras, con una profundidad (D) entre 15 y 150 centímetros por debajo del nivel de la superficie del suelo:

$$K = \frac{2\pi R}{11(T_1 - T_2)} \ln\left(\frac{Y_1}{Y_2}\right)$$

Donde:

K es la conductividad hidráulica (una aproximación a la componente vertical), R es el radio interno del piezómetro, Y1 e Y2 son los valores de descenso del nivel de agua con respecto a la referencia inicial en los tiempos T1 y T2 respectivamente, y la constante 11 deriva del factor de forma aplicado para el método (Cedergren 1977, Zlotnik *et al.* 2010).

Para calcular la conductividad hidráulica horizontal (K_h) se aplicó el método de Bouwer y Rice (Bouwer y Rice 1976, Bouwer 1989, Zlotnik 1994):

$$K = \frac{R^2 \ln(R_e/R_w)}{2L} \frac{1}{t} \ln \frac{Y_o}{Y_t}$$

Donde K y R representan lo mismo que en la ecuación anterior (aunque en este caso se trata de conductividad hidráulica horizontal), L representa la longitud de las aperturas (10 cm) en el piezómetro, R_w es el radio externo del piezómetro, Y_o y Y_t representan el nivel de agua al inicio y en el tiempo 't' del experimento. Los datos registrados en campo, graficados como un diagrama de dispersión en el que el eje horizontal (x) sea el tiempo (t) y el eje de las ordenadas (y) corresponda a Ln(Y_t), se pueden representar como una línea, la pendiente obtenida de esta función puede reemplazar el segundo término de la ecuación anterior. Debido a que estos experimentos fueron desarrollados utilizando piezómetros parcialmente penetrantes (los

piezómetros no atraviesan totalmente el espesor del medio poroso que evalúan, la turba), la relación $\ln(Re/Rw)$ fue estimada siguiendo la siguiente ecuación de factor de forma:

$$\ln(Re/Rw) = \left[\frac{1,1}{\ln(D/Rw)} + \frac{A + B\ln[(H - D)/Rw]}{L/Rw} \right]^{-1}$$

Donde H es la profundidad del acuífero saturado, A y B son coeficientes adimensionales que pueden ser aproximados por ecuaciones polinomiales como propone Van Rooy (1988).

3.5. ANÁLISIS DE DATOS

Para evaluar la vegetación en los diferentes bofedales estudiados, primero se realizó un análisis de valor indicador (IndVal) (Dufrene y Legendre 1997, Legendre y Legendre 1998, De Cáceres y Legendre 2009, De Cáceres *et al.* 2012). Este método identifica organismos indicadores de las características ambientales de cada sitio, en base a la fidelidad y la dominancia de cada especie (o grupo taxonómico superior) a las características del sitio. Previamente a la aplicación del valor indicador se realizó un agrupamiento no-supervisado aplicando un clúster de k-medias (MacQueen 1967, Legendre y Legendre 1998) con el criterio de segregación de Calinski (Calinski y Harabasz 1974).

Utilizando las especies seleccionadas mediante el IndVal y características hidrológicas como la variabilidad en el nivel de agua, profundidad máxima y el gradiente hidráulico vertical, se desarrolló un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC, Ter-Braak 1986, 1987, 1995). La segregación obtenida con este método, fue comparada con la obtenida mediante las k-medias para ayudar a explicar las diferencias en composición vegetal.

En base los grupos obtenidos con la combinación de indicadores vegetales y características hidrológicas e hidráulicas, versus las medidas de conductividad hidráulica y anisotropía, se realizó una comparación gráfica. Este análisis es utilizado para explicar como los patrones de flujo subterráneo pueden ser afectados por el cambio en la composición vegetal, y como estos fenómenos alteran toda la ecología y dinámica del bofedal.

Todos los análisis gráficos, numéricos y estadísticos fueron desarrollados utilizando R (R Core Team 2019) y algunos paquetes específicos (Wickham 2009, Roberts 2016, Oksanen *et al.* 2018). Todos los mapas se desarrollaron utilizando Q GIS (Q GIS Development Team 2019).

IV. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos al analizarse los datos de variables hidrológicas e hidráulicas, junto a la composición vegetal, en cuatro turberas de la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochabamba, entre los años 2017 y 2018.

4.1. VEGETACIÓN

Un total de 50 especies de plantas vasculares fueron identificadas en los tres bofedales estudiados. *Distichia muscoides* es la especie más común en todos los sitios de estudio, se trata de una especie formadora de turba clave en el desarrollo y la estructura de muchas turberas a lo largo de los Andes centrales (Squeo *et al.* 2006, Maldonado 2014, Salvador *et al.* 2014, Cooper *et al.* 2019). Otras especies comunes presentes en el área son: *Phylloscirpus deserticola*, *Werneria pygmaea*, *Oritrophium limnophilum* y *Calamagrostis spicigera*. Debido a la estructura microtopográfica común en muchas turberas de montaña, compuestas por vegetación almohadillada con presencia de estanques, la categoría no biótica ‘estanque’ es también un componente importante en el análisis de la cobertura del terreno, y ha sido considerada como parte de la evaluación.

Con los datos de cobertura vegetal se realizó un análisis de clúster k-medias, con el objetivo de identificar algún patrón de segregación que pueda ser comparado con los componentes físicos. Esta primera partición define tres grupos (Figura 8 y Tabla 1). El primer grupo contiene la mayoría de las estaciones ubicadas en Piticocha y algunas en Moyobamba, todas en sectores que soportan una alta presión de pastoreo con un nivel muy bajo de la columna de agua durante la temporada seca. El siguiente grupo incluye casi en su totalidad estaciones ubicadas en el sector de Moyobamba, en áreas afectadas por drenes, y algunas estaciones ubicadas en el bofedal de Huachipampa.

Tabla 1: Grupos definidos por el Clúster k-medias.

Grupo 1	Grupo 2		Grupo 3	
HUA-15 PIT-01 MOY-32	HUA-09	MOY-01	HUA-01 PIT-11 MOY-02	
PIT-02 MOY-33	HUA-11	MOY-03	HUA-02 PIT-12 MOY-04	
PIT-03 MOY-34	HUA-16	MOY-05	HUA-03 PIT-15 MOY-15	
PIT-04	HUA-17	MOY-06	HUA-04 PIT-16 MOY-27	
PIT-05	HUA-19	MOY-07	HUA-05	MOY-28
PIT-06	HUA-23	MOY-08	HUA-06	MOY-30
PIT-07	HUA-25	MOY-09	HUA-07	MOY-31
PIT-08	HUA-29	MOY-10	HUA-08	MOY-39
PIT-09		MOY-11	HUA-10	MOY-40
PIT-10		MOY-12	HUA-12	MOY-41
PIT-13		MOY-13	HUA-13	
PIT-14		MOY-14	HUA-14	
		MOY-16	HUA-18	
		MOY-17	HUA-20	
		MOY-26	HUA-21	
		MOY-29	HUA-22	
		MOY-35	HUA-24	
		MOY-36	HUA-26	
		MOY-37	HUA-27	
		MOY-38	HUA-28	

HUA-NN: estaciones ubicadas en Huachipampa. PIT-NN: Piticocha. MOY-NN: Moyobamba.

El tercer grupo incluye sitios en la parte alta del bofedal Huachipampa y sitios en las partes más intactas de los bofedales Piticocha y Moyobamba, donde la presión de pastoreo es menor y la columna de agua subterránea permanece relativamente cercana al nivel del suelo.

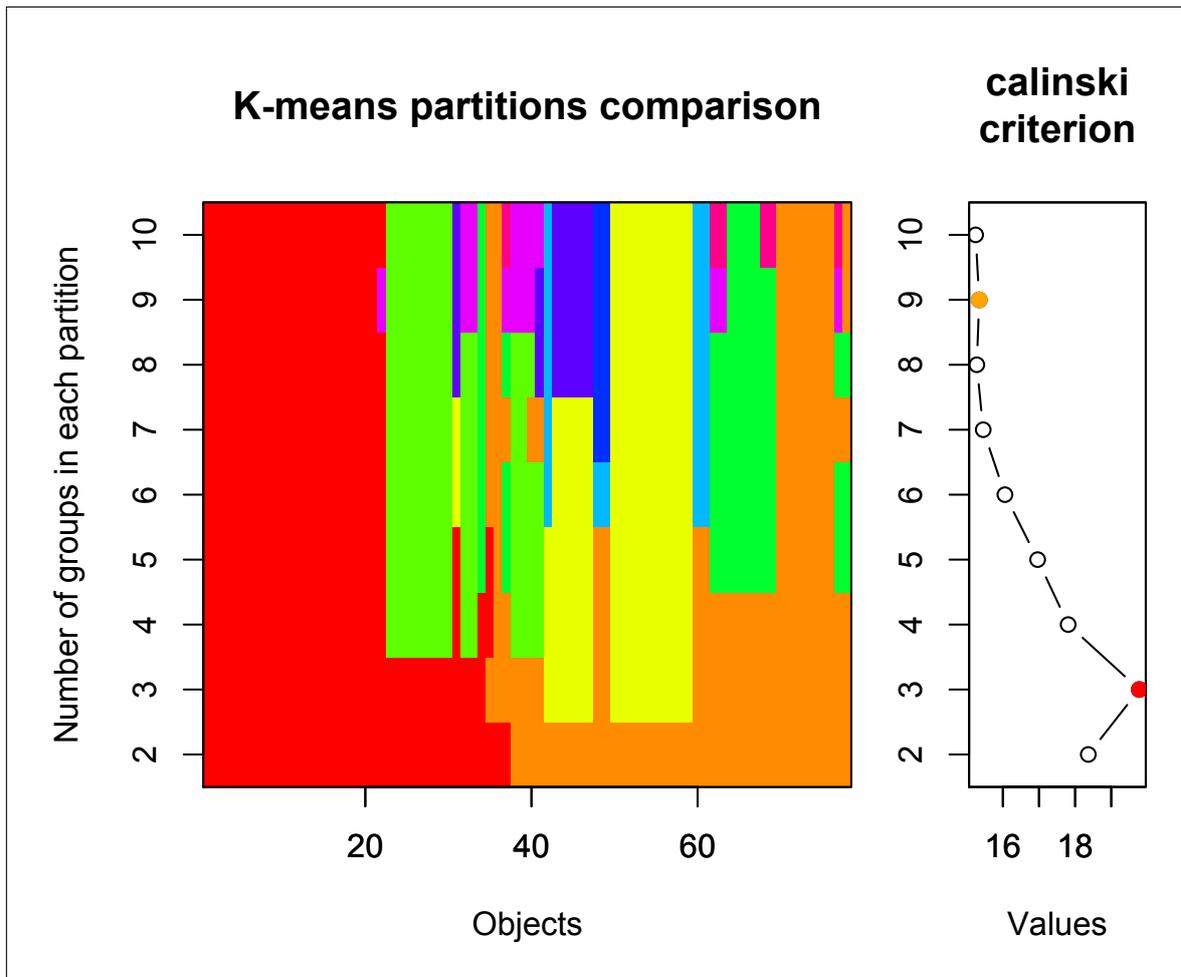


Figura 8: Análisis de k-medias y valores del criterio de Calinski

El procedimiento IndVal (Dufrene y Legendre 1997, DeCáceres *et al.* 2012) fue ejecutado considerando los tres grupos preliminarmente definidos, permitiendo reducir el número de categorías objetivo de 55 (50 plantas vasculares+ 5 categorías adicionales) a 20 (17 plantas vasculares + 3 categorías adicionales). Los cuadrantes del grupo 1 que, como ya fue señalado, ocurren en sitios que soportan una alta presión de pastoreo y limitado acceso al agua, presentan la mayor riqueza de categorías indicadoras (9 plantas + 2 categorías adicionales). Muchas de estas especies están comúnmente presentes en humedales andinos, pero no suelen ser dominantes florística o estructuralmente (Squeo *et al.* 2006, Maldonado 2014). Para el grupo 2 se identificaron nueve especies de plantas vasculares y una categoría física (estanques) como indicadores. Este segundo grupo es común en el bofedal de Moyobamba.

El tercer grupo contiene los lugares que presentan mayor integridad ecológica entre todos los sitios evaluados, en estos lugares solo se identificaron dos indicadores, ambas especies vegetales vasculares, muy comunes en bofedales saludables: *Distichia muscoides* y *Oritrophium limnophilum* (Tabla 2).

Tabla 2: Lista de especies indicadoras (IndVal)

<i>Especies (o categorías)</i>	Grupo	IndVal	p-Valor	Frecuencia
<i>Lachemilla pinnata</i>	1	0.73039	0.001	23
<i>Werneria pygmaea</i>	1	0.69804	0.001	62
<i>Plantago tubulosa</i>	1	0.66366	0.001	38
<i>Lachemilla pdiplophylla</i>	1	0.53464	0.002	26
<i>Carex sp. 1</i>	1	0.52010	0.001	21
<i>Plantago rigida</i>	1	0.49506	0.001	14
<i>Poa aequigluma</i>	1	0.45694	0.001	12
<i>Cuatrecasasiella isernii</i>	1	0.43257	0.005	32
<i>Isoetes andicola</i>	1	0.39099	0.009	35
<i>Calamagrostis spicigera</i>	2	0.60426	0.001	65
<i>Festuca rigida</i>	2	0.57606	0.001	33
<i>Calamagrostis chrysantha</i>	2	0.50838	0.003	43
<i>Carex humahuacahensis</i>	2	0.36024	0.002	18
<i>Muhlenbergia ligularis</i>	2	0.23259	0.005	9
<i>Epilobium denticulatum</i>	2	0.18548	0.050	11
<i>Distichia muscoides</i>	3	0.70242	0.001	76
<i>Oritrophium limnophilum</i>	3	0.45276	0.016	52
Plantas acuáticas	1	0.65561	0.001	45
Suelo descubierto	1	0.38945	0.044	48
Estanques	2	0.49001	0.001	78

4.2. HIDROLOGÍA

Tal como señalan Cooper et al. (2019) el agua subterránea, recargada producto de la precipitación durante la temporada húmeda, es la principal fuente de agua que alimenta a las turberas estudiadas en la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas (y en general a lo largo de toda la Puna andina). La variabilidad en la tabla de agua, muestra una dependencia importante con respecto al régimen climático (Figura 9). En dos años de monitoreo periódico, los bofedales de Moyobamba muestran una variabilidad en el nivel de agua, que depende claramente de la climatología regional. La mayor profundidad en el nivel de agua subterránea se registra durante el período seco (entre abril y noviembre), observándose los niveles mínimos cerca del final (noviembre o inicios de diciembre). Por otro lado, los niveles más altos de la columna de agua se registran usualmente en marzo, en la fase final del período lluvioso, aunque el incremento se inicia, dependiendo de cuán húmedo o seco fuera el año, entre diciembre y enero. El patrón estacional es muy similar en Huachipampa y Piticocha (los dos bofedales evaluados en la vertiente occidental), aunque el período de monitoreo es más corto (solo un año hidrológico completo y algunos meses más), en estos dos bofedales los niveles más altos de la columna de agua subterránea se registraron en marzo del 2018, y los niveles más bajos en noviembre del mismo año.

En términos de variabilidad, todos los bofedales evaluados muestran valores similares para el nivel mínimo de la columna de agua, y en todos los casos dicho nivel mínimo ocurre entre octubre y noviembre: -0.44, -0.46 y -0.46 metros (debajo del nivel del suelo) para Moyobamba, Piticocha y Huachipampa respectivamente. Pero el nivel máximo difiere entre Moyobamba, en la vertiente Amazónica, con respecto a Huachipampa y Piticocha, ambos ubicados en la vertiente del Pacífico. Mientras en Moyobamba el nivel promedio de la columna de agua durante el período de lluvias se ubica a solo nueve centímetros por debajo del nivel del suelo (-0.09 m) en marzo del 2017 (y -0.10 m en febrero 2018), el registro promedio más alto de la temporada húmeda llega a -0.29 m en Piticocha y -0.28 m en Huachipampa, en ambos casos en marzo del 2018.

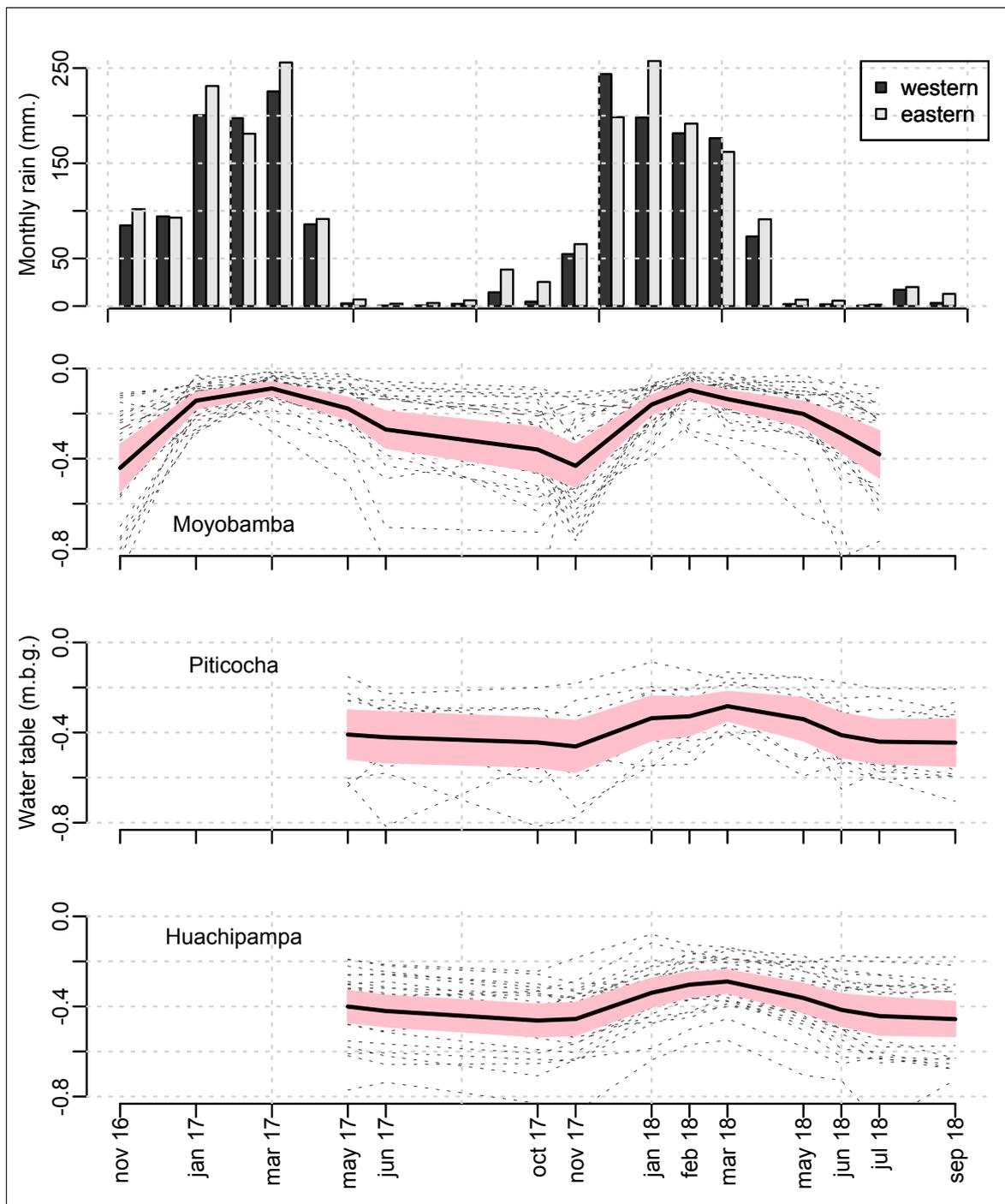


Figura 9: Variabilidad de la precipitación y la tabla de agua

El nivel de agua en cada una de las estaciones varía de acuerdo a la intensidad de la precipitación. Existe una menor variabilidad en la temporada de lluvias (sd: 0.055 - 0.125 m), puesto que la disponibilidad de agua es muy alta y todos los bofedales están casi completamente saturados. Durante la época seca, la variabilidad entre puntos de monitoreo se incrementa sustancialmente (sd: 0.120 - 0.220 m), puesto que ante la ausencia de lluvias, la provisión de

agua para el sistema depende únicamente de las descargas de agua subterránea, la cual se va reduciendo conforme avanza el período de escasez. Existiendo (como se verá más adelante) dentro de cada bofedal, lugares específicos en los que la estabilidad puede estar asegurada puesto que se trata de sectores que reciben directamente las descargas de agua subterránea, mientras que en otros sectores, usualmente alejados de laderas o cercanos a cauces y drenes, la variabilidad es mayor puesto que se trata de zonas en las que el agua sale del sistema generando un rebatimiento pronunciado en el nivel de la tabla de agua.

Aunque el nivel mínimo de la tabla de agua ocurre en todos los bofedales estudiados, más o menos en el mismo período, y es muy similar en cuanto a los registros medios, y la estacionalidad muestra también un comportamiento similar, la variabilidad total entre estaciones de monitoreo es mayor en los bofedales de Moyobamba (sd: 0.055 - 0.220 m) que en Huachipampa (sd: 0.095 - 0.165) o Piticocha (sd: 0.085 - 0.155).

Este patrón puede ser explicado por dos elementos, Moyobamba se encuentra localizado en la vertiente oriental de los Andes, y está influenciada por lluvias provenientes de la región amazónica, similar en estacionalidad pero mayor en precipitación total, dichas lluvias definen el mayor nivel de la tabla de agua subterránea en Moyobamba durante la temporada húmeda. Pero durante la temporada seca, la presencia de drenes determina que estos bofedales pierdan agua mucho más rápidamente, esto se registra con particular intensidad en aquellas estaciones de monitoreo hidrológico ubicadas cerca de los canales de drenaje.

El análisis de la pendiente media del nivel de agua vs. la profundidad de los tres mini-piezómetros en cada estación hidrológica, en conjunto con las isolíneas del nivel de agua subterránea, permitieron identificar los patrones de flujo dominante (Figura 10).

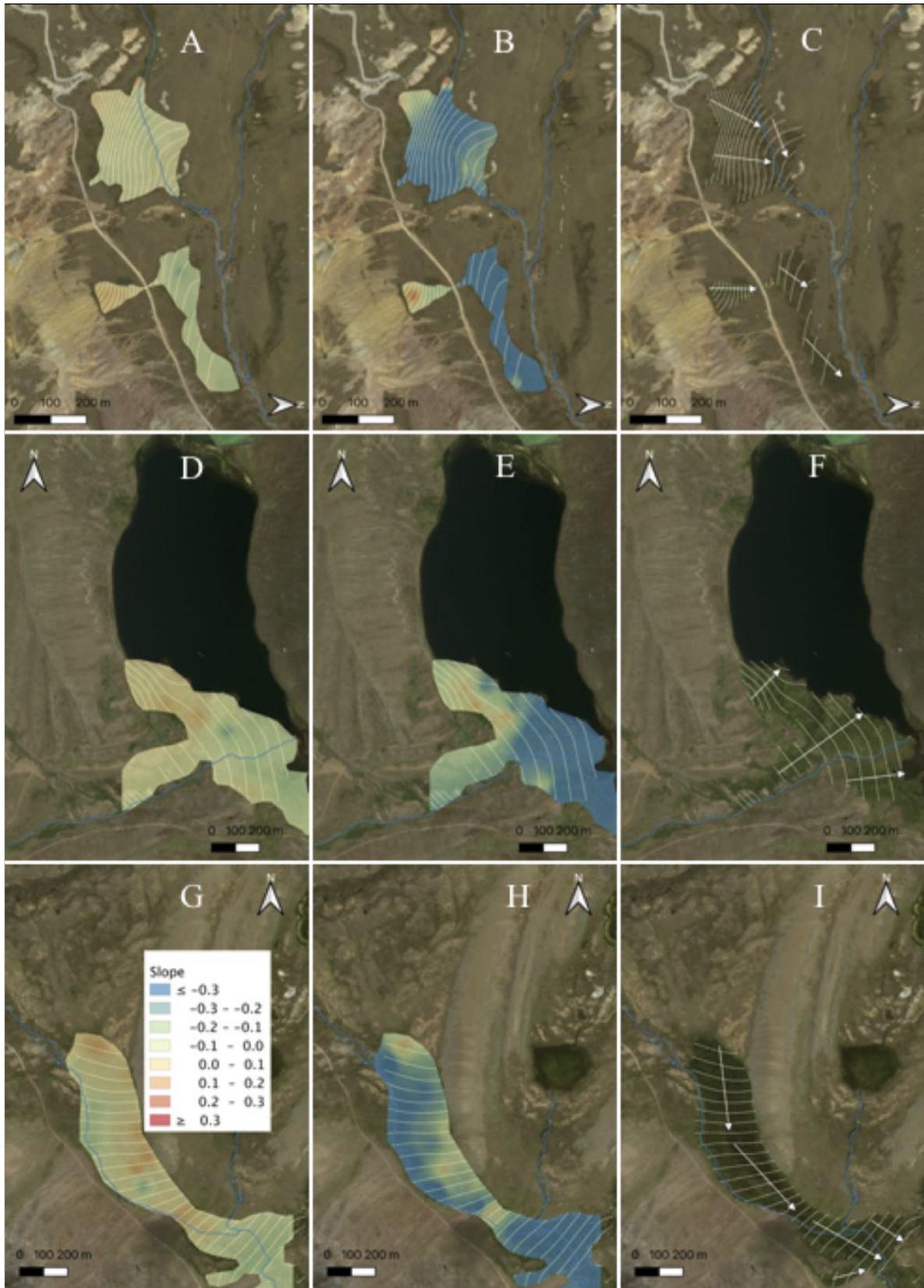


Figura 10: Patrones de flujo de agua

A,B,C: Moyobamba. D,E,F: Piticocha. G,H,I: Huachipampa.

A,D,G (primera columna): pendiente en minipiezómetros en verano

BEH: GH en invierno. C,F,I: Isolíneas y dirección predominante del flujo

Dicho patrón de flujo, muestra una dependencia relativamente clara de la provisión de agua desde la laderas circundantes. Este patrón es el mismo en los cuatro bofedales estudiados, y coincide con los explicado por Cooper *et al.* (2010, 2019). En todos los casos, el agua ingresa a los bofedales desde las laderas cercanas, en la parte más alta o en los márgenes laterales, y se mueve a través de medio poroso siguiendo la pendiente. Se pueden apreciar zonas de recarga (sectores con pendiente positiva en los sistemas de minipiezómetros) cercanas a las laderas (y fuertemente asociadas con las morrenas laterales de antiguos glaciares en el caso de Huachipampa) o asociadas con zonas en las que se experimentan cambios rápidos en altitud. Por otro lado, las zonas de descarga (pendiente negativa en los minipiezómetros) se encuentran asociadas con la presencia de tramos fluviales (quebradas que atraviesan los bofedales) o canales de drenaje (en el caso de Moyobamba).

4.3. INFLUENCIA DE LA HIDROLOGÍA EN LA VEGETACIÓN

Se desarrolló un análisis de correspondencias canónicas (ACC, Ter-Braack 1986, 1994), con el objetivo de explorar las relaciones entre la comunidad vegetal y algunos indicadores hidrológicos (Tabla 3). Para seleccionar los índices hidrológicos determinantes para la estructura de la comunidad vegetal, primero se realizó un análisis de correlaciones múltiples, buscando identificar aquellos que tuvieran un alto grado de autocorrelación y, por tanto, indicaran esencialmente lo mismo (Tabla 4). Una vez identificados los indicadores redundantes, se seleccionaron solo tres: nivel mínimo de la tabla de agua (min wl), rango de variabilidad de la tabla de agua durante la temporada seca (range wl) y gradiente hidráulico promedio durante la temporada seca (GH). Se consideró que la temporada seca es el período que ejerce mayor influencia sobre la formación vegetal y, por tanto, sobre la sostenibilidad del ecosistema, basados en dos criterios: (i) la temporada seca se extiende por un período mas largo en el año hidrológico (dependiendo del año, entre siete y nueve meses), (ii) durante este período las plantas experimentan un intenso estrés hídrico, demandando una mayor cantidad de agua debido a las pérdidas por evapotranspiración, alterando la hidrología del sistema.

Tabla 3: Índices hidrológicos.

Índice Hidrológico	Abreviación	Rangos
Nivel máximo de la tabla de agua (anual)	maWltot	-0.55 - -0.01 m
Nivel mínimo de la tabla de agua (anual)	miWltot	-1.19 - -0.14 m
Rango de variabilidad de la tabla de agua (anual)	rnWltot	0.10 - 1.12 m
Nivel medio de la tabla de agua (anual)	avWltot	-0.73 - -0.08 m
Valor promedio del gradiente hidrico (anual)	HGtot	-0.28 - 0.18
Nivel máximo de la tabla de agua (T seca)	maWldryS	-0.71 - -0.03 m
Nivel mínimo de la tabla de agua (T seca)	miWldryS	-1.19 - -0.14 m
Rango de variabilidad de la tabla de agua (T seca)	rnWldryS	0.05 - 0.96 m
Nivel medio de la tabla de agua (T seca)	avWldryS	-0.79 - -0.09 m
Valor promedio del gradiente hidrico (T seca)	HGdryS	-0.70 - 0.27

La Figura 11 muestra el plano ordenado resultante del ACC (ejes canónicos 1 y 2). Los tres grupos previamente definidos en base a la composición vegetal (clúster k-medias) se presentan bastante ajustados a esta segunda segregación basada en datos biológicos y ambientales. El grupo 1, que incluye los sitios ubicados en bofedales con menor calidad (más degradados) en términos de composición vegetal, se muestra altamente relacionado con los niveles de agua más deprimidos durante la temporada seca, alta variabilidad en el nivel de agua a lo largo de la temporada seca y valores bajos (predominantemente negativos) para el gradiente hidráulico. El grupo 2 es una categoría mixta que involucra una alta proporción de sitios con vegetación dominada por especies hidrofílicas de la familia Poaceae, como *Festuca rigida*, *Calamagrostis spicigera* y *C. chrysantha*, muchas de las estaciones que pertenecen a este grupo se encuentran ubicadas en el sector Oeste del bofedal de Moyobamba y algunos en la zona central del bofedal de Piticocha. Las estaciones de evaluación del grupo 2 presentan un nivel de agua relativamente alto pero un gradiente hidráulico cercano a cero (neutro).

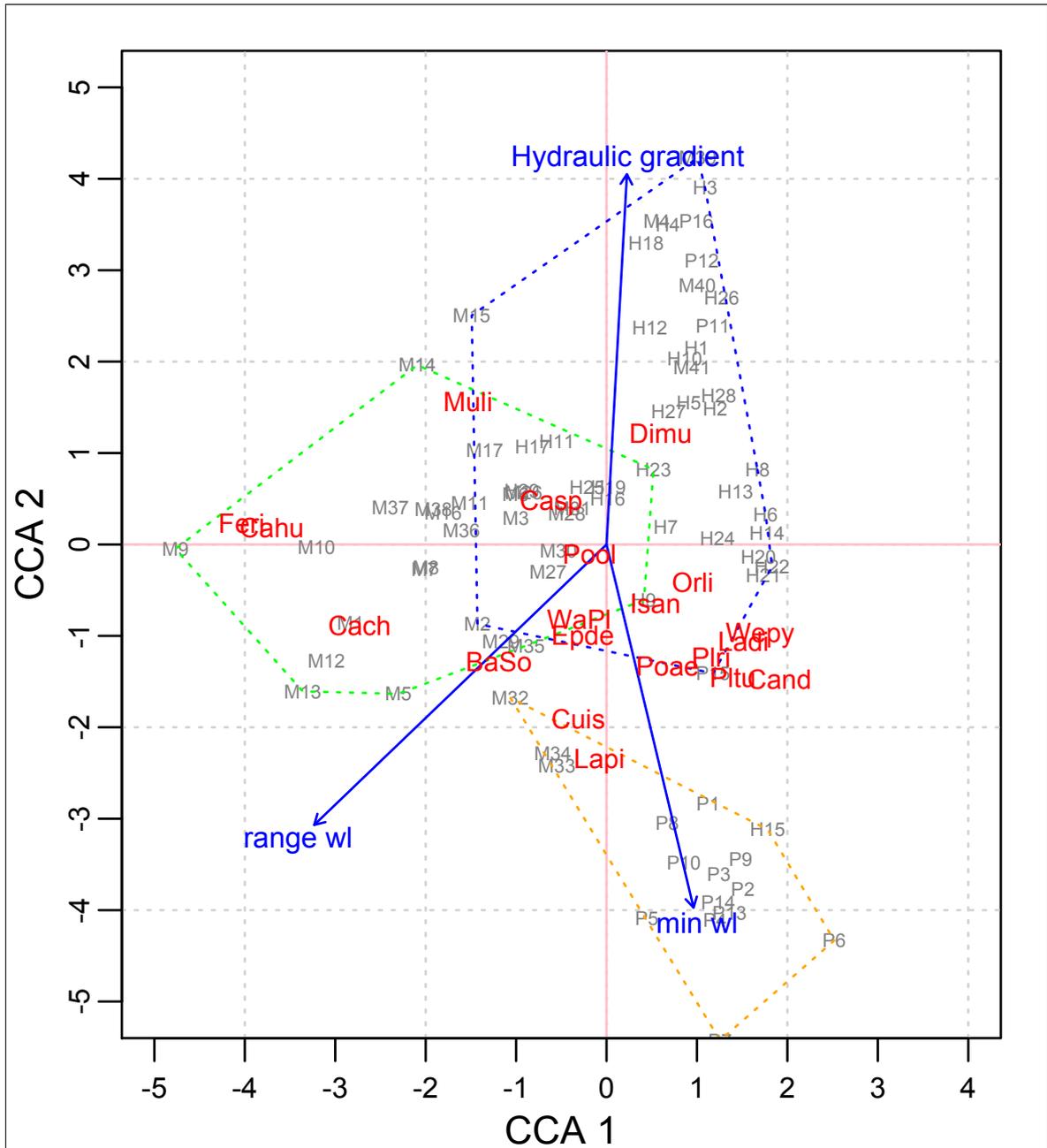


Figura 11: Resultado del análisis de correspondencias canónicas

Datos de cobertura vegetal (IndVal) e índices hidrológicos

Polígonos: Grupo 1-naranja. Grupo 2-verde. Grupo 3-azul

Por último, el grupo 3 está constituido por lugares fuertemente dominados por *Disticha muscoides* (generalmente por encima del 60 por ciento de la cobertura del lugar). En estos puntos de muestreo la hidrología suele ser relativamente estable, el nivel de agua se mantiene constante cercano a la superficie del suelo a lo largo del año, el gradiente hidráulico suele ser positivo (zonas de recarga) o neutral (cercano a cero).

Tabla 4: Correlación entre índices hidrológicos

	maWLtot	miWLtot	rnWLtot	avWLtot	HGtot	maWLdryS	miWLdryS	rnWLdryS	avWLdryS	HGdryS
maWLtot		0.01	0.00	0.00	0.07	0.00	0.01	0.00	0.00	0.29
miWLtot	0.28		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
rnWLtot	0.39	-0.77		0.24	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00
avWLtot	0.83	0.71	-0.13		0.00	0.00	0.00	0.58	0.00	0.01
HGtot	0.21	0.50	-0.35	0.44		0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
maWLdryS	0.90	0.44	0.18	0.92	0.34		0.00	0.01	0.00	0.09
miWLdryS	0.28	1.00	-0.77	0.71	0.50	0.44		0.00	0.00	0.00
rnWLdryS	0.39	-0.73	0.96	-0.06	-0.28	0.29	-0.73		0.02	0.01
avWLdryS	0.69	0.84	-0.35	0.97	0.50	0.83	0.84	-0.26		0.00
HGdryS	0.12	0.43	-0.33	0.31	0.73	0.19	0.43	-0.31	0.38	

4.4. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA

Una vez definida la consistencia de los patrones de agrupamiento entre las estaciones de evaluación en los cuatro bofedales estudiados, y la relación entre dichos patrones y las variables hidrológicas estudiadas, se evaluó la conductividad hidráulica, y su variabilidad en relación a dos factores principales: la profundidad de la capa de turba (un factor que usualmente se relaciona negativamente con K) y el estado de la cobertura vegetal.

Como se ha indicado en la descripción metodológica, la conductividad hidráulica (K) fue evaluada en 36 estaciones de monitoreo (~ 46 por ciento de las estaciones de evaluación hidrológica y de cobertura vegetal), considerando entre tres y seis niveles de profundidad distintos. Todas las medidas de conductividad hidráulica se basaron en resultados de pruebas de bombeo. La conductividad hidráulica horizontal (K_h) se calculó utilizando la ecuación de Bouwer y Rice (1976), mientras que K_v (conductividad hidráulica vertical), fue estimada siguiendo la ecuación de permeabilidad de Kirkham (1946).

La variabilidad en función a la profundidad de ambos valores de K muestra un patrón típico observado en turberas del hemisferio norte, y que obedece a la antigüedad y el nivel de descomposición de la materia orgánica almacenada:

- Los valores más altos, tanto para K_h como K_v , se obtuvieron en las capas más superficiales -y menos descompuestas- de turba, entre los 0.25 y 0.50 metros de profundidad
- Conforme se incrementa la profundidad, los valores de conductividad hidráulica en ambos sentidos (K_h y K_v) se reducen, esto se debe a la mayor descomposición de la turba, y la consecuente reducción del espacio poroso por donde el agua pueda fluir convectivamente (Rezanezhad et al. 2010, 2016)
- La tasa a la que se reducen los valores de K (horizontal y vertical) es mayor en las capas msuperficiales del medio poroso (turba) (0.25 a 0.75 metros de profundidad), que entre las capas inferiores (1.00 to 1.50 m.), esto ocurre debido a que la tasa de descomposición es menor a niveles más profundos debido a la permanente saturación

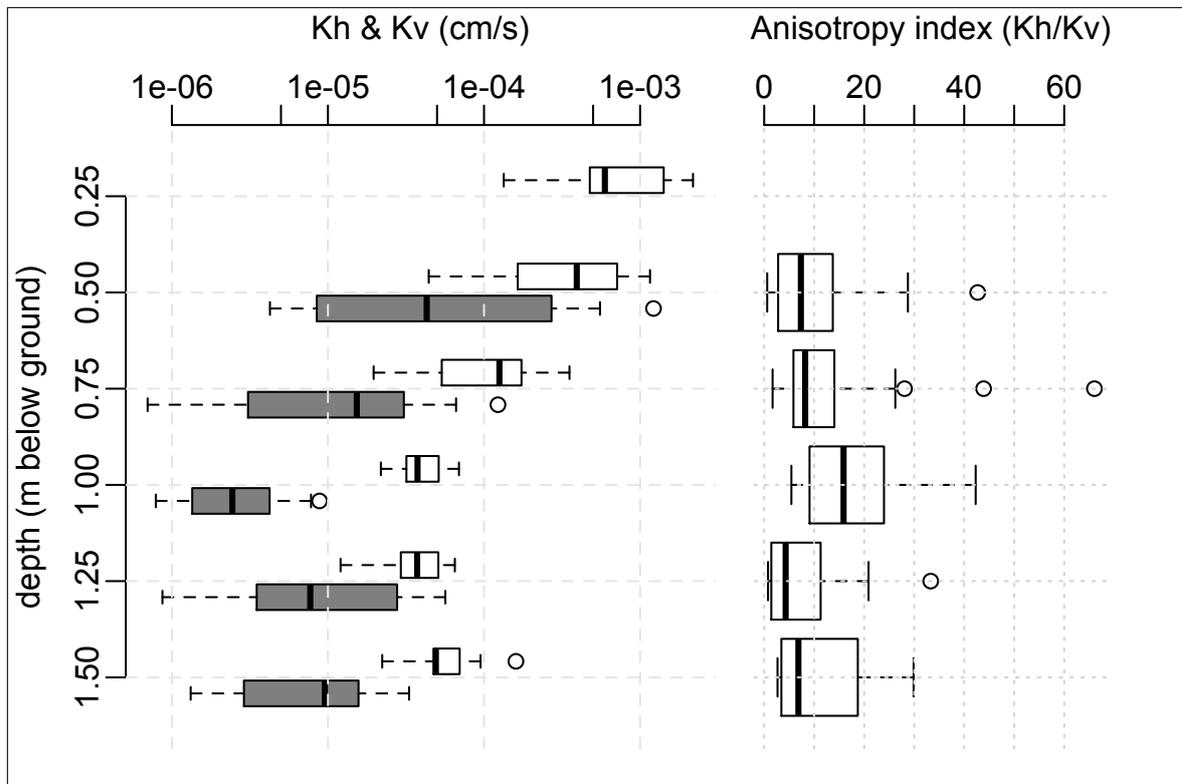


Figura 12: Valores de conductividad hidráulica y anisotropía

Izquierda. Kh = barras blancas, Kv = barras grises

El índice de anisotropía relaciona los valores de conductividad horizontal y vertical K^h/K^v . Los valores del índice de la relación de anisotropía muestran resultados usuales en medios porosos y, particularmente, en suelos orgánicos. Esta relación se encuentra en el rango de un orden de magnitud ($K_h \sim 10 \times K_v$) (Beckwith *et al.* 2003a, 2003b, Surridge *et al.* 2005, Kruse *et al.* 2008, Rosa y Larocque 2008), aunque en este caso particular debe considerarse la desviación potencialmente generada por el hecho de que los registros de K_v corresponden a un valor mixto, dominado por la componente vertical, pero probablemente incrementado por la componente horizontal (Holden y Burt 2003).

Los patrones generales observados en cuanto al cambio en los valores de K (horizontal y vertical) en estos suelos turbosos, son relativamente ajustados a lo teóricamente esperado, por esta razón se intentó entender si los cambios en la composición vegetal y el comportamiento hidrológico pueden afectar al medio poroso, y los patrones de flujo en éste. Para ello,

se compararon los valores de conductividad hidráulica horizontal (K_h), en los tres grupos obtenidos en el análisis de cobertura vegetal (k-medias e IndVal) y el análisis de correspondencias canónicas.

La comparación entre los valores de K_h a diferentes profundidades, registrados en los diferentes grupos definidos por la combinación de factores biológicos y físicos (cobertura vegetal e hidrología), muestra algunos patrones claros:

- En las capas más superficiales (0.25 metros de profundidad), la diferencia entre los grupos 2 y 3 (dominados por Poaceae y *D. muscoides* respectivamente) comparados con el grupo número 1 (dominado por especies invasivas) es muy notable. El valor de K_h es notoriamente mayor en el grupo 2 seguido por el grupo 3, mientras que el grupo 1 muestra valores mucho menores.
- A 0.50 y 0.75 metros de profundidad el patrón cambia ligeramente, los valores más altos de K_h se encuentran en el grupo 3 (dominado por *D. muscoides*, igual que en el estrato superior, mientras que los grupos 1 y 2 muestran valores medios muy similares (aunque el grupo 2, dominado por Poaceae, presenta una mayor dispersión)
- Por último, en las capas más profundas los valores se igualan notablemente entre los tres grupos, esto debido a que, como se ha explicado previamente, la tasa de descomposición en los niveles más profundos (y habitualmente saturados) es mucho más baja y constante, debido a que el proceso es predominantemente anaeróbico, en comparación con la capas superiores, las cuales, al menos estacionalmente, pueden estar expuesta al oxígeno atmosférico

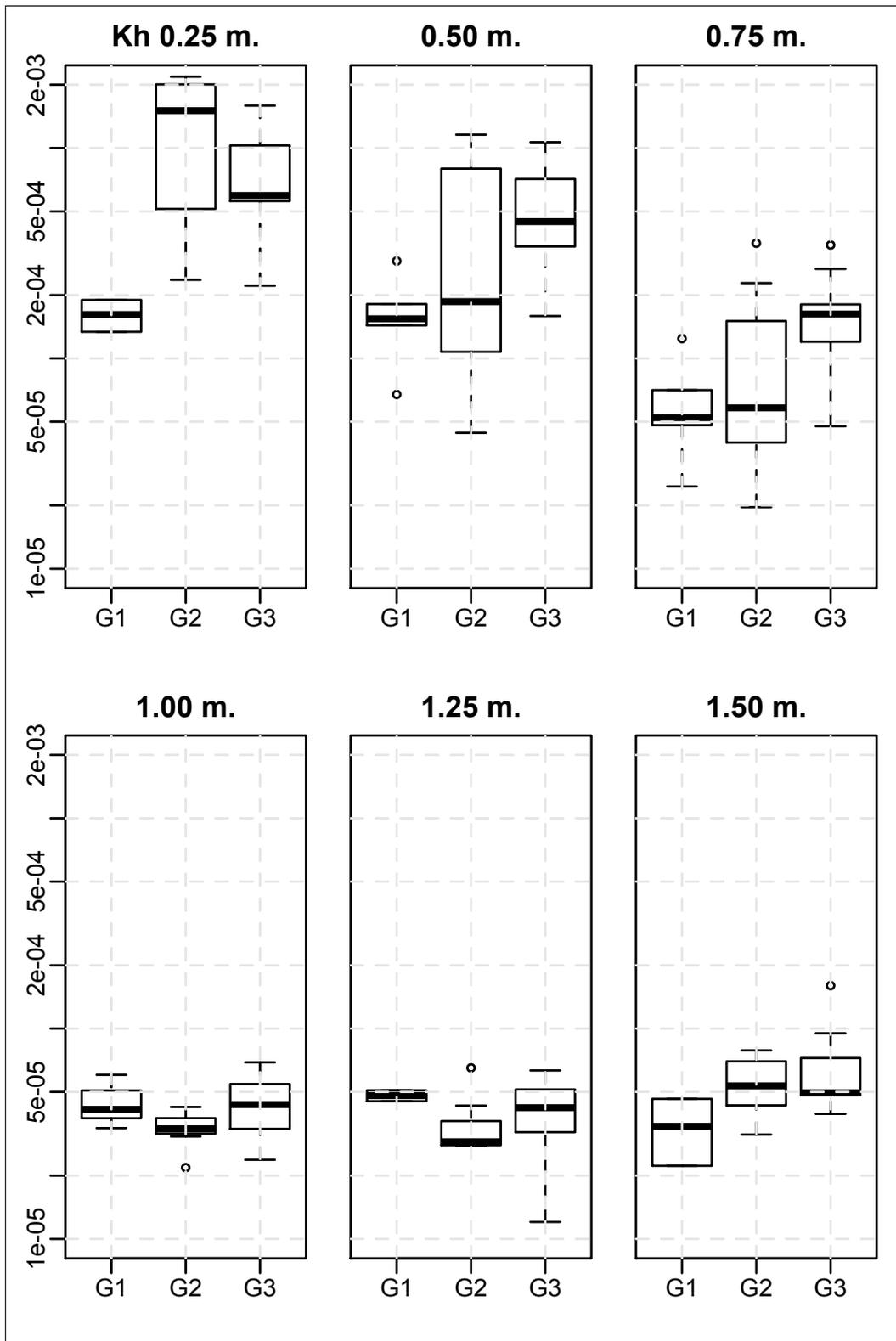


Figura 13: Valores de K_h a diferente profundidad

G1: grupo 1, G2: grupo 2, G3: grupo 3

V. DISCUSIÓN

En base al análisis de los datos de hidrología, vegetación y conductividad hidráulica, se encontraron algunos patrones que permiten plantear una explicación detallada de como ocurren una serie de procesos que modifican la estructura y funcionalidad de bofedales altoandinos en la sierra central del Perú, afectando su sostenibilidad y conservación. Algunos de estos mecanismos tendrían un comportamiento de retroalimentación activa, lo que hace que sus efectos sinérgicos resulten más intensos, y muchos podrían verse incrementados bajo el escenario de cambio climático.

Todos los bofedales evaluados como parte de este trabajo de investigación, muestran un patrón hidrológico típico de turberas minerotróficas, con zonas de recarga asociadas a ladera en las que se acumula agua subterránea producto de la infiltración en la temporada de lluvias, tal como lo propuesto por Mosquera *et al.* (2016) y Cooper *et al.* (2019). Esta agua fluye a través de los suelos y los acuíferos superficiales de las laderas, y descarga en las zonas planas del fondo de valle, permitiendo el establecimiento de vegetación hidromórfica (Siegel y Glaser 2006, Loisel *et al.* 2013, Rydin y Jeglum 2013). La cantidad total de agua almacenada en los suelos y las laderas en regiones montañosas, depende de tres factores principales (Miyata *et al.* 2010, Reaney *et al.* 2014): (i) el régimen de lluvias, puesto que la infiltración es el principal agente de recarga, (ii) la cobertura del suelo y (iii) el régimen termal. Bajo las condiciones del cambio climático, incluso asumiendo que los primeros dos factores permanecieran estables, el incremento constante en la temperatura superficial puede generar condiciones de estrés hídrico que afecten a toda la comunidad vegetal, modificando algunos procesos, incrementando la demanda de agua, reduciendo la supervivencia de las plantas y afectando la capacidad del sistema para proveer algunos servicios ecosistémicos (Benavides *et al.* 2013, Gallego-Sala *et al.* 2018).

Las turberas estudiadas son ecosistemas dependientes de agua subterránea, tanto los patrones de flujo, como las características fisicoquímicas del agua, corresponden a ambientes mine-rotróficos. Aunque la precipitación directa sobre ellas, pueda elevar el nivel freático durante el período de lluvias, la mayor parte del agua que contienen y discurre a través del medio poroso es de origen subterráneo, y durante la temporada seca el agua subterránea es -en términos prácticos- la única fuente disponible. Durante la temporada seca se suele registrar un descenso en el nivel de agua subterránea, sin embargo este descenso suele ser poco significativo en los bofedales mejor conservados (alrededor de 50 centímetros por debajo del nivel del suelo). Estos resultados coinciden con lo propuesto por Cooper *et al.* (2010, 2019) en otros humedales andinos, y con lo planteado para turberas de montaña en otras regiones del mundo (Boeye y Verheyen 1992, Crockett *et al.* 2015, Prasanna *et al.* 2016). Sin embargo, este patrón contradice una creencia muy extendida en el Perú y Sudamérica, según la cual los bofedales constituirían una suerte de ‘ecosistemas esponja’ los cuales retienen agua durante la temporada húmeda y la liberan lentamente en la época seca. Basados en este concepto se han publicado numerosos trabajos, como la tesis de Crispín patrocinada por Flores-Mariaza en la Universidad Nacional Agraria la Molina (Crispín 2015), la cual valora servicios ecosistémicos hídricos basados en mediciones aguas arriba y aguas abajo de un bofedal, sin considerar ningún tipo de evaluación hidrológica. La tesis de Mango (2017) de la Universidad Nacional San Agustín de Arequipa, comete el mismo error aunque mucho menos grave puesto que reconoce que el principal servicio ecosistémico del humedal sería el almacenamiento de Carbono. Maldonado (2014) sostiene también la importancia de ‘almacenamiento de agua’ como un servicio ecosistémico clave y Valois *et al.* (2020) hacen incluso un balance hídrico basado en la provisión de agua de un bofedal en Chile central, obviando algunos criterios básicos de funcionalidad del bofedal.

En las condiciones de mejor estado ecológico, la vegetación de estos bofedales suele estar dominada por *Distichia muscoides*, una especie de Juncaceae asociada a zonas con alta disponibilidad de agua. Los bofedales con mayor variabilidad en el nivel de agua subterránea, suelen presentar una comunidad vegetal compuesta por un número mayor de especies, esto

se debería al menor vigor de la(s) especie(s) dominante(s) en condiciones más secas (*Distichia muscoides* p.ej., es altamente dependiente de condiciones de alta humedad), lo que permite que prosperen especies que en otras condiciones tendrían muy poca probabilidad de establecerse. Este nivel de dominancia monoespecífica, parece ser una característica particular de las turberas en los Andes centrales (Cooper *et al.* 2019), puesto que en otras regiones del mundo, estos ecosistemas están compuestos por un grupo mayor de especies (Chimner *et al.* 2002, Gallego-Sala *et al.* 2018, Joosten y Clarke 2002). Esta dominancia como indicador de buen estado de conservación, se contrapone a algunos procedimientos desarrollados por el Ministerio del Ambiente de Perú (MINAM) para implementar medidas de valoración del estado ecológico de bofedales, como el Marco conceptual y metodológico para estimar el estado de salud de los bofedales (Flores-Mariaza *et al.* 2014) y la Guía de evaluación del estado del ecosistema de bofedal (MINAM 2019). Cada uno de los documentos del MINAM antes citados, contiene protocolos de evaluación de calidad ambiental que consideran óptima la presencia de un número importante de especies (alta riqueza), pero este trabajo identifica la dominancia de solo una especie como la condición de mayor calidad.

Los sectores en los que el nivel de agua desciende más dramáticamente, son aquellos en los que el espesor del Acrotelmo (la capa de turba expuesta a condiciones aeróbicas) es mayor, lo que fomenta una descomposición más rápida de la materia orgánica en los niveles superiores. Este ritmo acelerado de descomposición de la turba, reduce la porosidad, y consecuentemente reduce la conductividad hidráulica. Actividades humanas como la construcción de canales de drenaje o el sobrepastoreo (Cochi Machaca *et al.* 2018), contribuyen acelerando los procesos descritos, fomentando el reemplazo de la especie dominante (*D. muscoides* en nuestro caso) por otras que tendrían menor capacidad de acumular turba. Finalmente, todos estos procesos, en forma concomitante, podrían generar una reducción en la tasa de crecimiento de la turba, llegando incluso a generar una eficiencia neta del ecosistema negativa, convirtiendo el sistema de uno que captura carbono atmosférico, en uno que libera CO₂ y CH₄, entre otros compuestos de carbono. Esto concuerda con lo planteado por Gallego-Sala *et al.* (2018) y con lo encontrado por Cooper *et al.* (2010), Hribljan *et al.* (2015) y Hribljan

et al. (2016), en Perú, Bolivia y Ecuador respectivamente.

En la Figura 14, se utilizaron los datos de gradiente hidráulico promedio en la temporada seca, nivel mínimo de la tabla de agua (que siempre ocurre en la temporada seca), porcentaje de cobertura que representa *Distichia muscoides* y valores de conductividad hidráulica horizontal (K_h) en el estrato de 50 centímetros de profundidad. Todos estos valores medidos en 16 estaciones de monitoreo en el bofedal de Huachipampa (las 16 en las que se registraron datos de K). Se seleccionaron los datos de Huachipampa para este análisis, por tratarse del más ‘natural’ de los bofedales estudiados. El esquema resultante muestra de manera muy clara los efectos de la variabilidad hidrológica en la composición vegetal: conforme el valor del gradiente hidráulico es menor, y el nivel de agua desciende a mayor profundidad, la cobertura vegetal deja de estar dominada por *D. muscoides*. En paralelo, los valores de conductividad hidráulica en las capas superficiales (0.5 metros de profundidad) se reduce. La presencia de otras actividades, como la construcción de canales de drenaje, o el sobrepastoreo, son elementos que pueden acelerar el proceso o incrementar sus efectos. Estos patrones de variabilidad combinada de hidrología y ecología de turberas, que afectan de forma sinérgica a la estructura del suelo y consecuentemente, la porosidad y la conductividad hidráulica, no han sido estudiados previamente en le Perú o Sudamérica. En otros contextos geográficos, los trabajos de Schlotzhauer y Price (1999), Baird *et al.* (2004), Rezanezhad *et al.* (2010, 2017) y Crockett *et al.* (2015) tambivalúan patrones de hidrología, conductividad hidráulica y cobertura vegetal, obteniendo resultados muy similares a los nuestros, como: dependencia de la cobertura vegetal con respecto a la hidrología, modificación de la estructura del suelo asociada al cambio hidrológico y de tipos de vegetación, y controles hidráulicos asociados al nivel de descomposición de la turba.

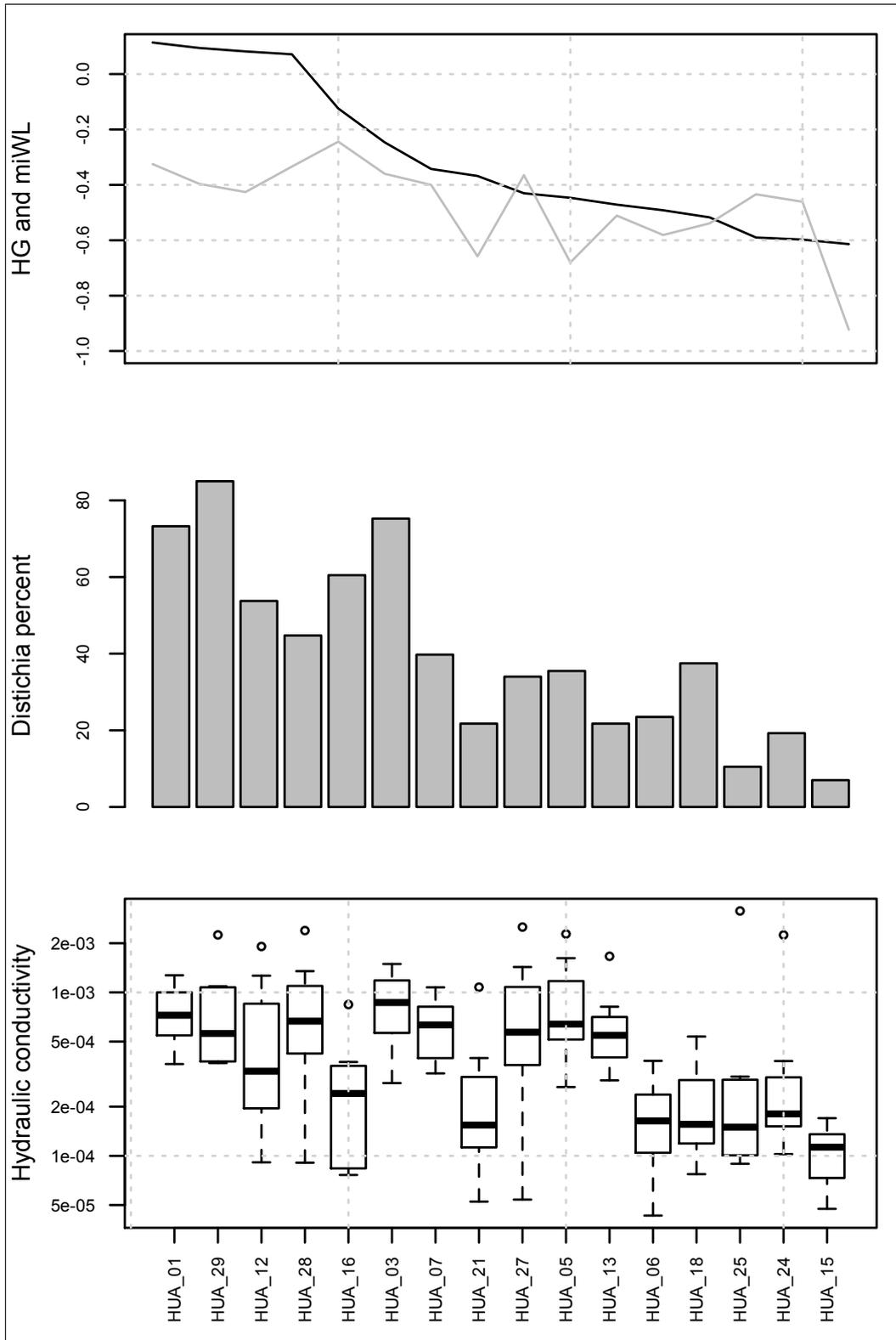


Figura 14: Relación entre hidrología, vegetación y conductividad hidráulica

En el recuadro superior la línea negra representa gradiente hidráulico.

En el recuadro superior la línea gris representa el nivel mínimo de agua

VI. CONCLUSIONES

1. En la Reserva Paisajística Nor Yauyos - Cochas, las turberas de plantas almohadilladas (un tipo de bofedales muy extendido en los Andes centrales) son principalmente mine-rotróficas, esto quiere decir que la fuente de agua que las alimenta es aquella que fluye sub-superficialmente por las laderas, y no el agua de lluvia o las quebradas cercanas. Estas características afectan de manera sustancial su ecología y los parámetros que deben ser considerados clave para su conservación y manejo.
2. En condiciones naturales, y cuando presentan un estado de conservación óptimo, estos humedales suelen tener un nivel de agua subterránea estable y son dominados por pocas especies estructurales con capacidad de acumular turba (a menudo solo una especie). En el área de estudio, la especie dominante es *Distichia muscoides*, aunque en otras regiones puede tratarse de plantas distintas: *Oxychloe andina*, *Plantago* spp. o algunas pertenecientes a la familia Poaceae. Cuando la variabilidad en el nivel de agua aumenta, la composición vegetal varía, incrementándose la importancia de otros grupos vegetales usualmente presentes en el bofedal pero no dominantes, como: *Phylloscirpus* spp., *Zameioscirpus* spp., *Oritrophium* spp., *Werneria* spp.. Este cambio en los patrones de dominancia se debería a una reducción en el vigor de los clones de *Distichia muscoides*, lo que permite el desarrollo de otras especies que no prosperarían en condiciones normales. La mayor variabilidad hidrológica entre sitios con diferente estado de conservación se observa preferentemente en la temporada seca, mientras que durante la época húmeda, los niveles de agua son homogéneos.

3. La reducción del nivel de agua en época seca en aquellos bofedales que tienen un estado de conservación deficitario, implica que el espesor del acrotelmo se incrementa, en consecuencia, la capa expuesta a procesos de descomposición aeróbica es mayor, y esto cambia los patrones de flujo subterráneo (conductividad hidráulica) y el balance de captura y producción de compuestos de carbono (eficiencia neta del ecosistema, ENE). Estos cambios tienen un efecto de retroalimentación que incrementa las pérdidas por estrés hídrico, y modifica los patrones de flujo por alteración de la estructura del suelo, amplificando los efectos sobre su conservación. La construcción de canales de drenaje en Moyobamba, genera una reducción mucho más pronunciada en el nivel de agua durante la temporada seca para este sector, aun cuando ahí la precipitación sea mayor (vertiente Amazónica).

4. Los datos obtenidos permiten identificar una relación entre el comportamiento hidrológico del bofedal, su cobertura vegetal y la conductividad hidráulica. Aquellos bofedales en los que el nivel de la columna de agua subterránea es más inestable, alcanzando mayor profundidad durante la temporada seca, presentan una composición vegetal más variada y niveles menores de conductividad hidráulica en las capas superficiales. Esta menor conductividad hidráulica, se debería a la tasa más alta de descomposición que ocurre en el acrotelmo, y a la reducción en la dominancia de especies con capacidad de acumular turba.

VII. RECOMENDACIONES

El principal resultado de la investigación consiste, básicamente, en una serie de hipótesis sobre las interacciones entre factores hidrológicos, climáticos y humanos, y su efecto conjunto sobre la vegetación y, en última instancia, la conservación de turberas de plantas almohadilladas en los Andes centrales. Estas hipótesis están basadas en mediciones sistemáticas y datos empíricos (observaciones *in-situ*). En tal sentido es necesario desarrollar mediciones adicionales (y más específicas) y confirmar si los supuestos planteados son correctos. Algunos estudios futuros para confirmar o modificar estas hipótesis, son los siguientes:

- Balances hídricos detallados en turberas andinas de plantas almohadilladas, considerando ingresos por precipitación, la cuantificación de los ingresos de agua subterránea, las salidas hacia cuerpos lóticos (ríos y quebradas) y pérdidas por evaporación y evapotranspiración
- Análisis de conductividad hidráulica considerando modelos de flujo darciano (como los usados en este trabajo) y modelos de flujo no-darciano, tomando en cuenta la naturaleza compresible del medio poroso (turba)
- Dinámica de carbono bajo la influencia de diferentes condiciones hidrológicas, hidráulicas y de composición vegetal
- Variación espacial y temporal de bofedales en la región andina central del Perú, considerando la influencia de la variabilidad climática

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baird, A.; Gaffney, S. 1994. Cylindrical Piezometer Responses in a Humified Fen Peat. *Nordic Hydrology* 25 (3): 167-182.
- Baird, A.; Surridge, B.; Money, R. 2004. An assessment of the piezometer method for measuring the hydraulic conductivity of a *Cladium mariscus*-*Phragmites australis* root mat in a Norfolk (UK) fen. *Hydrological Processes* 18 (2): 275-291.
- Baxter, C.; Hauer, F.; Woessner, W. 2003. Measuring Groundwater-Stream Water Exchange: New Techniques for Installing Minipiezometers and Estimating Hydraulic Conductivity. *Transactions of the American Fisheries Society* 132 (3): 493-502.
- Beckwith, C.; Baird, A.; Heathwaite, A. 2003a. Anisotropy and depth-related heterogeneity of hydraulic conductivity in a bog peat. I: laboratory measurements. *Hydrological Processes* 17 (1): 89-101.
- Beckwith, C.; Baird, A.; Heathwaite, A. 2003b. Anisotropy and depth-related heterogeneity of hydraulic conductivity in a bog peat. II: modelling the effects on groundwater flow. *Hydrological Processes* 17 (1): 103-113.
- Benavides, J.; Vitt, D.; Wieder, R. 2013. The influence of climate change on recent peat accumulation patterns of *Distichia muscoides* cushion bogs in the high-elevation tropical Andes of Colombia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118 (4): 1627-1635.
- Boelter, D. 1965. Hydraulic Conductivity of Peats. *Soil Science* 100 (4): 227-231.
- Boeye, D.; Verheyen, RF. 1992. Hydrology of a Groundwater Fed Fen and its Importance for the Vegetation BT - Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Dordrecht, Springer Netherlands, p.602-603.
- Bouwer, H. 1989. The Bouwer and Rice Slug Test - An Update. *Groundwater* 27 (3): 304-309.

- Bouwer, H.; Rice, R. 1976. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research* 12 (3): 423-428.
- Bragazza, L.; Parisod, J.; Buttler, A.; Bardgett, R. 2012. Biogeochemical plant-soil microbe feedback in response to climate warming in peatlands. *Nature Climate Change* 3: 273.
- Bridgman, S.; Pastor, J.; Janssens, J.; Chapin, C.; Malterer, T. 1996. Multiple limiting gradients in peatlands: A call for a new paradigm. *Wetlands* 16 (1): 45-65.
- Calinski, T.; Harabasz, J. 1974. A Dendrite Method for Cluster Analysis. *Communications in Statistics - Theory and Methods* 3: 1-27.
- Cardenas, M.; Zlotnik, V. A. 2003. Three-dimensional model of modern channel bend deposits. *Water Resources Research* 39 (1): 11-41.
- Cedergren, H. 1977. *Seepage, Drainage and Flownets*. John Wiley Sons, New York, USA.
- Chason, D.; Siegel, D. 1986. Hydraulic Conductivity and related Physical Properties of Peat, Lost River Peatland, Northern Minnesota. *Soil Science* 142 (2): 91-99.
- Chimner, R.; Bourgeau-Chavez, L.; Grelik, S.; Hribljan, J.; Clarke, A.; Polk, M.; Lilleskov, E.; Fuentealba, B. 2019. Mapping Mountain Peatlands and Wet Meadows Using Multi-Date, Multi-Sensor Remote Sensing in the Cordillera Blanca, Peru. *Wetlands* 39: 1057-1067.
- Chimner, R.; Cooper D.; Parton, W. 2002. Modeling carbon accumulation in Rocky Mountain fens. *Wetlands* 22: 100-110.
- Chou, T.-K.; Chouteau M.; Dub.-S. 2016. Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity during Infiltration Test with the Aid of ERT and Level-Set Method. *Vadose Zone Journal* 15: 1-19.
- Cochi Machaca, N; Condori, B; Rojas Pardo, A; Anthelme, F; Meneses, RI; Weeda, CE; Perotto-Baldivieso, HL. 2018. Effects of grazing pressure on plant species composition and water presence on bofedales in the Andes mountain range of Bolivia. *Mires and Peat* 21: 1-15.
- Cooper, D.; Wolf, E.; Colson, C; Vering, W.; Granda, A.; Meyer, M. 2010. Alpine peatlands

of the Andes, Cajamarca, Per. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 42: 19-33.

Cooper, D.; Kaczynski, K.; Slayback, D.; Yager, K. 2015. Growth and Organic Carbon Production in Peatlands Dominated by *Distichia muscoides*, Bolivia, South America. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 47: 505-510.

Cooper, D.; Sueltenfuss, J.; Oyague, E.; Yager, K.; Slayback, D.; Caballero, E. *et al.* 2019. Drivers of Peatland Water Table Dynamics in the Central Andes, Bolivia and Peru. Hydrological Processes 33: 1913-1925.

Crispín, M. 2015. Valoración ambiental de los bofedales del distrito de Pilpichaca, Huancavelica-Per. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Agraria La Molina. 154 p.

Crockett, A.; Ronayne, M.; Cooper, D. 2015. Relationships between vegetation type, peat hydraulic conductivity, and water table dynamics in mountain fens. Ecohydrology 9: 1028-1038

Dai, A.; Wang, J. 1999. Diurnal and Semidiurnal Tides in Global Surface Pressure Fields. Journal of the Atmospheric Sciences 56: 3874-3891.

De Cáceres, M.; Legendre, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology 90: 3566-3574.

De Cáceres, M.; Legendre, P.; Wiser, K.; Brotons, L. 2012. Using species combinations in indicator value analyses. Methods in Ecology and Evolution 3: 973-982.

Dufrene, M.; Legendre, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: the need for a Flexible Asymmetrical Approach. Ecological Monographs 67: 345-366.

Espinoza, J.; Segura, H.; Ronchail, J.; Drapeau, G.; Gutierrez-Cori, O. 2016. Evolution of wet-day and dry-day frequency in the western Amazon basin: Relationship with atmospheric circulation and impacts on vegetation. Water Resources Research 52: 8546-8560.

Flores Mariaza, ER; Tna, RE; Calvo, V. 2014. Marco conceptual y metodolo para estimar el estado de salud de los bofedales. MINAM. Lima, Perú, 16.

Gallego-Sala, A.; Charman, A.; Brewer, S.; Page, S.; Prentice, I.; Friedlingstein, P. *et al.* 2018. Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. Nature Climate Change 8: 907-913.

- Goud, E.; Watt, C.; Moore, T. 2018. Plant community composition along a peatland margin follows alternate successional pathways after hydrologic disturbance. *Acta Oecologica* 91: 65-72.
- Hamilton, K.; Steven, R.; Ohfuchi, W. 2008. Topographic effects on the solar semidiurnal surface tide simulated in a very fine resolution general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113: 1-15.
- Hinnell, A.; Lazarovitch, N.; Warrick, A. 2009. Explicit infiltration function for boreholes under constant head conditions. *Water Resources Research* 45: 1-9.
- Hinsby, K.; Bjerg, P.; Andersen, L.; Skov, B.; Clausen, E. 1992. A mini slug test method for determination of a local hydraulic conductivity of an unconfined sandy aquifer. *Journal of Hydrology* 136: 87-106.
- Holden, J. 2005. Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 363: 2891-2913.
- Holden, J. 2006. Chapter 14 Peatland hydrology, En I.P. Martini (ed), *Peatlands Evolution and Records of Environmental and Climate Changes*. 319-346.
- Holden, J.; Burt, T. 2003. Hydraulic conductivity in upland blanket peat: measurement and variability. *Hydrological Processes* 17: 1227-1237.
- Holden, J.; Evans, M.; Burt, T.; Horton, M. 2006. Impact of Land Drainage on Peatland Hydrology. *Journal of Environmental Quality* 35: 1764-1778.
- Hribljan, JA; Cooper, DJ; Sueltenfuss, J; Wolf, EC; Heckman, KA; Lilleskov, EA; Chimner, R. 2015. Carbon storage and long-term rate of accumulation in high-altitude Andean peatlands of Bolivia. *Mires and Peat* 15(12): 1-14.
- Hribljan, JA; Suz, E; Heckman, KA; Lilleskov, EA; Chimner, R. 2016. Peatland carbon stocks and accumulation rates in the Ecuadorian pmo. *Wetlands Ecology and Management* 24(2): 113-127.
- Joosten, H.; Clarke, D. 2002. *Wise Use of Mires and Peatlands - Background and Principles including a Framework for Decision-Making*. International Mire Conservation Group

- International Peat Society. 38.

Kelly, T.; Baird, A.; Roucoux, K.; Baker, T.; Honorio-Coronado, E.; Ríos, M. *et al.* 2014. The high hydraulic conductivity of three wooded tropical peat swamps in northeast Peru: measurements and implications for hydrological function. *Hydrological Processes* 28: 3373-3387.

Kirkham, D. 1946. Proposed Method for Field Measurement of Permeability of Soil below the Water Table. *Soil Science* 10: 58-68.

Kruse, J.; Lennartz, B.; Leinweber, P. 2008. A modified method for measuring saturated hydraulic conductivity and anisotropy of fen peat samples. *Wetlands* 28: 527-531.

Lavado, W.; Labat, D.; Ronchail, J.; Espinoza, J.; Guyot, J. 2013. Trends in rainfall and temperature in the Peruvian Amazon-Andes basin over the last 40 years (1965-2007). *Hydrological Processes* 27: 2944-2957.

Lee, D.; Cherry, J. 1979. A Field Exercise on Groundwater Flow Using Seepage Meters and Mini-piezometers. *Journal of Geological Education* 27: 6-10.

Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling.* Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.

Limpens, J.; Berendse, F.; Blodau, C.; Canadell, J.; Freeman, C.; Holden, J. *et al.* 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications - a synthesis. *Biogeosciences* 5: 1475-1491.

Loisel, J.; Yu, Z.; Parsekian, A.; Nolan, J.; Slater, L. 2013. Quantifying landscape morphology influence on peatland lateral expansion using ground-penetrating radar (GPR) and peat core analysis. *Biogeosciences* 118: 373-384.

Loza Herrera, S.; Meneses, R.; Anthelme, F. 2015. Comunidades vegetales de los bofedales de la Cordillera Real (Bolivia) bajo el calentamiento global . *Ecologn Bolivia* 50: 39-56.

MacQueen, J. 1967. Some methods for classification and analysis of multivariate observations. *Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Statistics.* University of California Press, Berkeley: 281-297.

- Magnan, G.; Le Stum-Boivin, E. ; Garneau, M.; Grondin, P.; Fenton, N.; Bergeron, Y. 2019. Holocene vegetation dynamics and hydrological variability in forested peatlands of the Clay Belt, eastern Canada, reconstructed using a palaeoecological approach. *Boreas* 48: 131-146.
- Maldonado, M. 2014. An introduction to the bofedales of the Peruvian High Andes. *Mires and Peat* 15(2014/15): 1-15 (art 5)
- Mango, B. 2017. Valoraciona de los servicios ecosistcos de regulacie los bofedales del Centro Poblado de Chalhuanca, Distrito de Yanque, Provincia de Caylloma, Regiequipa. Tesis de Grado, Universidad Nacional San Agustín, 131 p.
- Millar, D.; Cooper, D.; Dwire, K.; Hubbard, R.; von Fischer, J. 2017. Mountain Peatlands Range from CO2 Sinks at High Elevations to Sources at Low Elevations: Implications for a Changing Climate. *Ecosystems* 20: 416-432.
- MINAM. 2019. Gue evaluacil estado del ecosistema de bofedal. Lima, Per, Ministerio del Ambiente, 61 p.
- Mitra, S.; Wassmann, R.; Vlek, P. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science* 88(1): 25-35.
- Miyata, S.; Kosugi, K.; Nishi, Y.; Gomi, T.; Sidle, R.; Mizuyama, T. 2010. Spatial pattern of infiltration rate and its effect on hydrological processes in a small headwater catchment. *Hydrological Processes* 24: 535-549.
- Morris, P.; Baird, A.; Belyea, L. 2015. Bridging the gap between models and measurements of peat hydraulic conductivity. *Water Resources Research* 51: 5353-5364.
- Mosquera, G.; Ceri, R.; Lazo, K.; Vach.; Perakis, S.; Crespo, P. 2016. Combined use of isotopic and hydrometric data to conceptualize ecohydrological processes in a high-elevation tropical ecosystem. *Hydrological Processes* 30: 2930-2947.
- Naoki, K.; Meneses, R.; G, M.; Landivar, C. 2014. El uso del mdo de puntos de intercepcira cuantificar los tipos de vegetacitats abios en los bofedales altoandinos. *Ecologn Bolivia* 49: 84-90.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.; Friendly, M.; Kindt, M.; Legendre, P.; McGlinn, D. *et al.* 2018. *vegan: Community Ecology Package*. <https://cran.r-project.org/package=vegan>.

- Oyague, E.; Maldonado, M. 2015. Relationships between aquatic invertebrates, water quality and vegetation in an Andean peatland system. *Mires and Peat* 15(2014/15): 1-21 (art 14).
- Sampath, PV; Liao, H-S; Curtis, ZK; Herbert, ME; Doran, PJ; May, CA; Landis, DA; Li, S-G. 2016. Understanding fen hydrology across multiple scales. *Hydrological Processes* 30(19): 3390-3407.
- Q GIS Development Team. 2013. Q GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Quinton, W.; Hayashi, M.; Carey, S. 2008. Peat hydraulic conductivity in cold regions and its relation to pore size and geometry. *Hydrological Processes* 22: 2829-2837.
- R Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- Rau, P.; Bourrel, L.; Labat, D.; Melo, P.; Dewitte, D.; Frappart, F.; Lavado, W.; Felipe, O. 2017. Regionalization of rainfall over the Peruvian Pacific slope and coast. *International Journal of Climatology* 37: 143-158.
- Reaney, S.; Bracken, L.; Kirkby, M. 2014. The importance of surface controls on overland flow connectivity in semi-arid environments: results from a numerical experimental approach. *Hydrological Processes* 28: 2116-2128.
- Reeve, R.; Kirkham, D. 1951. Soil anisotropy and some field methods for measuring permeability. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 32: 582-590.
- Rezanezhad, F.; Quinton, W.; Price, J.; Elliot, T.; Elrick, D.; Shook, D. 2010. Influence of pore size and geometry on peat unsaturated hydraulic conductivity computed from 3D computed tomography image analysis. *Hydrological Processes* 24: 2983-2994.
- Rezanezhad, F.; Price, J.; Quinton, W.; Lennartz, B.; Milojevic, T.; van Cappellen, P. 2016. Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. *Chemical Geology* 429: 75-84.
- Roberts, D. 2016. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. <https://cran.r-project.org/package=labdsv>.

- Rosa, E.; Larocque, M. 2008. Investigating peat hydrological properties using field and laboratory methods: application to the Lanoraie peatland complex (southern Quebec, Canada). *Hydrological Processes* 22: 1866-1875.
- Rus, D.; McGuire, V.; Zurbuchen, B.; Zlotnik, V. 2001. Vertical Profiles of Streambed Hydraulic Conductivity Determined Using Slug Tests in Central and Western Nebraska. *Lincoln, Nebraska*, 35.
- Rydin, H.; Jeglum, J. 2013. *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press. 397.
- Salvador, F.; Moneris, J.; Rochefort, L. 2014. Peatlands of the Peruvian Puna ecoregion: types, characteristics and disturbance. *Mires and Peat* 15(2014/15): 1-17 (art 3).
- Schlotzhauer, S.; Price, J. 1999. Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research* 35: 3675-3683.
- Schwartz, F.; Zhang, H. 2003. *Fundamentals of Ground Water*. John Wiley y Sons. 583.
- Servat, G.; Alcocer, R.; Larico, M.; Olarte, M.; Linares-Palomino, R.; Alonso, A.; Ledesma, K. 2018. The Effects of Area and Habitat Heterogeneity on Bird Richness and Composition in High Elevation Wetlands (?Bofedales?) of the Central Andes of Peru. *Wetlands* 38: 1133?1145.
- Siegel, D.; Glaser, P. 2006. The Hydrology of Peatlands. En: Wieder, R.; Vitt D. (eds.). *Boreal Peatlands Ecology*. Springer. 289-311.
- Squeo, F.; Warner, B.; Aravena, R.; Espinoza, D. 2006. Bofedales: high altitude peatlands of the central Andes. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 245-255.
- Surridge, B.; Baird, A.; Heathwaite, A. 2005. Evaluating the quality of hydraulic conductivity estimates from piezometer slug tests in peat. *Hydrological Processes* 19: 1227-1244.
- Ter-Braak, C., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Ter-Braak, C. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.

- Ter-Braak, C. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- Urrutia, R.; Vuille, M. 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114: 20-29.
- Valett, H.; Fisher, S.; Grimm, N.; Camill, P. 1994. Vertical Hydrologic Exchange and Ecological Stability of a Desert Stream Ecosystem. *Ecology* 75: 548-560.
- Valois, R; Schaffer, N; Figueroa, R; Maldonado, A; Yz, E; Hevia, A; Carrizo, GY; MacDonell, S. 2020. Characterizing the water storage capacity and hydrological role of mountain peatlands in the arid andes of North-Central Chile. *Water* 12: 1071.
- van Bellen, S.; Mauquoy, D.; Hughes, P.; Roland, T.; Daley, T.; Loader, N. *et al.* 2015. Late-Holocene climate dynamics recorded in the peat bogs of Tierra del Fuego, South America. *The Holocene* 26: 489-501.
- van Rooy, D. 1988. A note on the computerized interpretation of slug test data. *Inst. Hydrodyn. Hydraulic Eng. Prog. Rep.* 66, Tech. Univ., Denmark, 47
- Waddington, J.; Kellner, E.; Strack, M.; Price, J. 2010. Differential peat deformation, compressibility, and water storage between peatland microforms: Implications for ecosystem function and development. *Water Resources Research* 46: 31-42.
- Westra, S.; Fowler, H.; Evans, J.; Alexander, L.; Berg, P.; Johnson, F. *et al.* 2014. Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall. *Reviews of Geophysics* 52: 522-555.
- Wickham, H. 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. <http://ggplot2.org>.
- Zlotnik, V.. 1994. Interpretation of Slug and Packer Tests in Anisotropic Aquifers. *Ground Water* 32: 761-766.
- Zlotnik, V.; Goss, D.; Duffield, G. 2010. General Steady-State Shape Factor for a Partially Penetrating Well. *Groundwater* 48: 111-116.