



# Directrices globales sobre la rehumidificación y restauración de las turberas



**Autores**

Joosten, H., Greifswald University y Duene e.V., asociados del Greifswald Mire Centre, Greifswald, Alemania.

**Cita**

Convención sobre los Humedales. (2021). *Directrices globales sobre la rehumidificación y restauración de las turberas*. Informe Técnico de Ramsar N.º 11. Gland, Suiza: Secretaría de la Convención sobre los Humedales.

**Agradecimientos**

Los siguientes aportaron observaciones constructivas sobre los borradores: Secretaría de la Convención sobre los Humedales, Samer Elshehawi, Stephen Grady, Ab Grootjans, Tuomas Haapalehto, Jari Ilmonen, Kassim Kulindwa, Tatiana Minayeva, Richard Lindsay, Jack Rieley, Line Rochefort, Matthew Simpson y dos revisores anónimos.

# Índice

Prólogo .....	4
Resumen .....	5
Principios generales .....	5
Mensajes clave .....	8
1. Introducción .....	9
Características de las turberas .....	9
2. Identificación del problema .....	13
3. Evaluación del sitio .....	14
3.1. Tipos de turberas .....	14
3.2. Interconexiones .....	16
3.3. Intensidad de la degradación .....	18
4. Establecimiento de objetivos .....	23
4.1. Introducción .....	23
4.2. Restauración de turberas para la adaptación al cambio climático y su mitigación .....	24
4.3. Conservación de la biodiversidad natural .....	26
4.4. Garantizar la productividad: la paludicultura y los medios de vida .....	27
4.5. Mejora de la calidad del agua, suministro de agua y control de inundaciones .....	28
5. Planificación .....	30
5.1. Limitaciones jurídicas .....	30
5.2. Participación del público e implicación de los interesados directos .....	31
5.3. Costos, beneficios y financiación .....	31
6. Técnicas de restauración .....	33
6.1. Principios generales .....	33
6.2. Relieve y erosión de las turberas .....	34
6.3. Intervenciones hidrológicas .....	35
6.4. Plantas y vegetación .....	41
6.5. Animales .....	46
6.6. Microbiota .....	47
6.7. Monitoreo y manejo adaptable .....	47
7. Evaluación .....	48
8. Perspectivas .....	49
8.1. Escollos comunes en la rehumidificación y la restauración .....	49
8.2. Concienciación y creación de capacidad .....	50
8.3. Limitaciones y evolución de la investigación .....	50
9. Conclusiones .....	51
Anexo I: Valores, servicios de los ecosistemas y metas de restauración .....	59
Anexo II: Tipos hidrogenéticos de turberas activas .....	65
Anexo III: Conflictos, compensaciones y sinergias .....	72
Anexo IV: Participación del público e implicación de los interesados directos .....	74
Anexo V: Notas sobre el manejo de la vegetación .....	76
Anexo VI: Monitoreo y manejo adaptable .....	81
Anexo VII: Evaluación .....	83

# Prólogo

La mitad de los humedales del mundo son turberas, que representan el 3 % de la superficie terrestre. Proporcionan muchos servicios esenciales de los ecosistemas, regulando el ciclo del agua, depurando el agua y apoyando una rica biodiversidad. Las turberas también almacenan más carbono durante más tiempo que cualquier otro ecosistema del mundo. Sin embargo, unos 50 millones de hectáreas han sido drenadas, causando un 4 % de las emisiones mundiales de dióxido de carbono, y seguirán emitiéndolas a menos que se las restaure. La mitad de estas turberas drenadas deben restaurarse antes de 2030 si queremos alcanzar el objetivo del Acuerdo de París de mantener el aumento de la temperatura mundial por debajo de 1,5 a 2,0 °C.

Las 172 Partes Contratantes en la Convención sobre los Humedales han reconocido la necesidad de restaurar las turberas, por ejemplo en la Resolución XIII.13, *Restauración de turberas degradadas para mitigar el cambio climático y adaptarse a este y mejorar la biodiversidad y la reducción del riesgo de desastres*, así como en el Plan Estratégico de la Convención, que incluye una meta sobre la restauración de los humedales degradados que da prioridad a los humedales importantes para la conservación de la biodiversidad, la reducción del riesgo de desastres, los medios de vida y/o la mitigación del cambio climático y la adaptación a este.

Este informe técnico de Ramsar, elaborado por el Grupo de Examen Científico y Técnico de la Convención, resume el estado de los conocimientos e identifica los principios para la restauración de las turberas drenadas. El informe se complementa con una Nota Informativa (Nº 11), que ofrece orientaciones metodológicas prácticas para la restauración de las turberas drenadas, y una Nota sobre Políticas (Nº 5), que ofrece información y recomendaciones para los responsables de la formulación de políticas.

En conjunto, estos productos pueden ayudar a las Partes en la Convención, así como a un amplio abanico de otros interesados, a identificar y poner en práctica actividades adecuadas de restauración de turberas. Pueden apoyar la planificación y la toma de decisiones fundamentadas, permitiendo a los países, por ejemplo, incluir la restauración de las turberas en las contribuciones determinadas a nivel nacional, así como en otros marcos de planificación, acelerando al mismo tiempo la aplicación de la Convención sobre los Humedales.

Si no se adoptan medidas ambiciosas para proteger y restaurar las turberas, es poco probable que podamos alcanzar nuestros objetivos comunes en materia de cambio climático, desarrollo sostenible y conservación de la biodiversidad. Al comienzo del Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas 2021-2030, espero que estos productos inspiren y potencien la acción.

Lei Guangchun  
*Presidente del GECT*

# Resumen

La Convención sobre los Humedales (la Convención) y otros marcos normativos nacionales, regionales y mundiales promueven la restauración de las turberas degradadas. La rehumidificación de las turberas para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero es una importante estrategia de mitigación del cambio climático, y el cumplimiento de los objetivos del Acuerdo de París puede requerir la rehumidificación de prácticamente todas las turberas degradadas, lo que supone más de 50 millones de hectáreas en total en todo el mundo.

En el presente Informe Técnico de Ramsar se proporcionan orientaciones técnicas completas e información básica sobre la rehumidificación y la restauración de las turberas para los planificadores regionales, los administradores de sitios y los responsables de la formulación de políticas.

## Principios generales

- Para muchas regiones geográficas, tipos de turberas y formas de degradación, no existen orientaciones específicas para la restauración de los ecosistemas. Por lo tanto, es prudente extraer lecciones de las experiencias en otros lugares, no para imitar ciegamente las medidas, sino para desarrollar soluciones que se adapten a las circunstancias locales.
- Aunque cada turbera es única, las turberas de todo el mundo comparten muchas características. Si se hace demasiado hincapié en el “carácter singular” de las turberas tropicales (o de otro tipo), se corre el riesgo de pasar por alto conocimientos mundiales y de no aplicar el sentido común.
- La restauración de las turberas no solo depende de capacidades científicas y técnicas, sino también de oportunidades y limitaciones institucionales, normativas, económicas, políticas y sociales. La restauración requiere el apoyo y la aceptación del público, incluso de la comunidad local y de los interesados directos locales. Por lo tanto, el establecimiento de objetivos debe comprender siempre un proceso iterativo de análisis de problemas y formulación de objetivos con aquellos más afectados.
- Es importante reconocer lo siguiente:
  - la restauración de las turberas no puede devolver todos los valores perdidos como resultado de la degradación de las turberas, lo que refuerza la importancia primordial de la conservación,
  - todo lo que no sea una rehumidificación completa dará lugar a la continuación de las emisiones de carbono y el hundimiento de la turba,
  - todas las turberas drenadas son propensas a incendios y, como consecuencia del hundimiento, acabarán siendo objeto de inundaciones incontroladas o de la oxidación completa de la turba, dejando a menudo suelos ricos en bisulfato o estériles,
  - la insuficiente consideración de las condiciones hidrológicas generales puede conducir a una planificación y un manejo deficientes.



## Objetivos de restauración

- Los objetivos de restauración pueden formularse en función de los “servicios de los ecosistemas”, es decir, los beneficios que las personas y la sociedad obtienen de los ecosistemas. Los objetivos de restauración deben formularse de la forma más concreta posible y por orden de prioridad para que sirvan de orientación en caso de que los objetivos sean antagónicos.
- En general, la rehumidificación de las turberas drenadas tiene un impacto neto muy positivo para el clima, aun cuando haya inicialmente grandes emisiones de metano. Además, existen técnicas de manejo para reducir sustancialmente estas emisiones de metano.
- La restauración para la conservación de la naturaleza debe “hacer” lo menos posible, basarse principalmente en el desarrollo espontáneo y, por ende, limitar el aumento de la “artificialidad”. Por lo tanto, el manejo debe centrarse en la regulación preventiva (prohibición/manejo externo) y en intervenciones puntuales. Esto también aumenta la eficacia en función de los costos y disminuye el riesgo de pérdida de la inversión, ya que el manejo activo perpetuo aumenta continuamente los costos acumulados.
- La mayor parte de la degradación de las turberas se debe al drenaje para la agricultura y la actividad forestal. La necesidad de rehumidificar 50 millones de hectáreas de turberas degradadas en todo el mundo, manteniendo al mismo tiempo la recolección de biomasa, implica que el uso de las turberas drenadas debe ser sustituido en gran medida por un uso de la tierra que no requiera drenaje (esto es, “paludicultura”, agricultura y silvicultura en turberas húmedas).
- Como las turberas están compuestas por un 90-95 % de agua, no se pueden combinar de forma sostenible dentro de la misma turbera usos de la tierra que necesitan diferentes niveles freáticos (por ej., niveles freáticos altos para promover la mitigación del cambio climático frente a niveles freáticos más bajos para la agricultura en turberas drenadas).

## Restauración de la hidrología

- Los niveles freáticos demasiado bajos e inestables como consecuencia de los cambios antropogénicos son el problema central que debe abordar la restauración de las turberas. Sin embargo, las turberas individuales pueden diferir enormemente con respecto a su funcionamiento hidrológico interno y su dependencia de las condiciones hídricas fuera de la turbera y, por lo tanto, también difieren en cuanto a los tipos de restauración necesarios.
- La presunción de que el crecimiento de la turba acabará recuperándose espontáneamente en las turberas gravemente degradadas es cuestionable. En la mayoría de los casos, la recuperación de las condiciones óptimas para la conservación de la turba y la renovación de su acumulación requerirá una intervención activa para restablecer el nivel freático en torno a la superficie de la turba, junto con la recuperación o restauración de la vegetación formadora de turba.
- El bloqueo (contención) eficaz de las estructuras de drenaje (zanjas, canales, etc.) requiere la planificación estratégica de la ubicación y el espaciamiento de las represas (para aumentar la eficacia de la rehumidificación), el uso de materiales locales (para minimizar los costos), la inspección, el monitoreo y el mantenimiento periódico, y el fomento del rellenado espontáneo de las zanjas (para acabar eliminando la necesidad de mantenimiento de las represas). Todavía existe un gran potencial para aumentar la eficacia y reducir los costos.
- En los casos en los que no se puede asegurar un nivel freático alto y estable de forma continuada mediante el bloqueo de zanjas, será necesario elevar el nivel freático por encima de la superficie. Esto debería hacerse creando o facilitando estructuras en el nivel del suelo (diques, montículos, árboles con raíces de contrafuertes y raíces fúlcreas) que dificulten la escorrentía superficial en la estación húmeda.
- Los sitios con infiltración descendente concentrada (por ej., zanjas excavadas a gran profundidad en el subsuelo mineral) pueden obstruirse con turba u otro material impermeable (arcilla, bentonita). Si la infiltración descendente es difusa, la estabilización de un nivel freático alto en la turba requerirá el aumento de la carga hidráulica debajo de la turba, elevando el nivel freático fuera de la turba.



## Manejo de la vegetación

- El restablecimiento de la vegetación formadora de turba es el segundo reto principal de la restauración de las turberas. La vegetación adecuada no solo permite renovar la acumulación de turba, sino que también puede ser indispensable para recuperar la autorregulación hidrológica. Además, la vegetación puede servir de apoyo a una importante biodiversidad, así como a los medios de vida de las poblaciones locales.
- El principal mecanismo de autorregulación hidrológica en las turberas altas es el “acrotelmo” basado en la vegetación. Para las turberas altas de esfagno (*Sphagnum*), son esenciales las especies de esfagno formadoras de turba “adecuadas”, lo que podría requerir el restablecimiento deliberado de estas especies. En el caso de los domos de turba tropicales, debe restablecerse una cubierta forestal con especies arbóreas que desarrollen montículos y estructuras radiculares que retengan el agua excedente de la estación húmeda. Mientras que el desarrollo natural de estas estructuras llevará decenios, los montículos y caballones o lomos construidos pueden apoyar la función hidrológica y acelerar el establecimiento de las especies arbóreas adecuadas.
- La mitad de la superficie de las turberas degradadas de todo el mundo ha sufrido cambios extremos en la hidrología y la vegetación como consecuencia de la conversión para la agricultura. Una parte importante de estas turberas agrícolas son extremadamente ricas en nutrientes a causa de la mineralización y fertilización de la turba. Existen tres opciones para la rehumidificación y restauración de estas tierras:
  - remover la capa superior extremadamente rica en nutrientes antes de la rehumidificación (“remoción de la capa superficial del suelo”);
  - remover los nutrientes mediante la fitoextracción a largo plazo tras la rehumidificación (cf. paludicultura); o
  - aceptar turberas minerotróficas extremadamente ricas en nutrientes con una baja biodiversidad durante decenios o más tiempo.

La remoción de la capa superficial del suelo es muy eficaz para reducir la disponibilidad de nutrientes y plaguicidas, pero es costosa.

- Si las especies deseadas no se establecen espontáneamente, se puede considerar la reintroducción, por ejemplo, mediante siembra directa, transferencia de heno, trasplante de tepes, la plantación de plántulas precultivadas, etc.

## Monitoreo, evaluación y lagunas de conocimientos

- Los resultados de la restauración deben ser monitoreados y evaluados sistemáticamente y las lecciones aprendidas deben incorporarse en los trabajos posteriores y la planificación futura.
- Las lagunas de conocimientos importantes en relación con la restauración de turberas son:
  - el papel de las especies que actúan como “ingenieros ecosistémicos” y de las especies formadoras de turba en el restablecimiento de la formación de turba;
  - la importancia de la autorregulación hidrológica y la regeneración espontánea;
  - el retorno de las funciones y servicios de los ecosistemas;
  - el efecto del cambio climático en las perspectivas de restauración; y
  - la falta de conceptos y protocolos de monitoreo comunes.
- Para lograr la rehumidificación y restauración de las turberas a la escala necesaria, es imprescindible aumentar la concienciación sobre los problemas y crear mucha más capacidad técnica e institucional para ayudar a resolverlos.

## Mensajes clave

- El Acuerdo de París requiere la rehumidificación de prácticamente todas las turberas drenadas (50 millones de hectáreas a nivel mundial).
- Sin una rehumidificación completa y la regeneración de la vegetación, el hundimiento de la turba y las emisiones de carbono continúan; y toda la turba drenada acabará sufriendo una inundación incontrolada o una oxidación completa, dejando a menudo estériles los suelos.
- La restauración de las turberas no puede devolver todos los valores perdidos, por lo que la conservación es la principal prioridad.
- La restauración de las turberas depende de oportunidades y limitaciones de carácter social. El establecimiento de objetivos debe implicar un proceso iterativo de análisis de problemas y formulación de objetivos.
- Los objetivos de restauración deben establecerse de forma clara y por orden de prioridades en caso de que los diferentes objetivos sean antagónicos.
- Las experiencias de restauración deben monitorearse y evaluarse sistemáticamente y las lecciones aprendidas deben incorporarse en los trabajos y la planificación futuros.
- Los niveles freáticos bajos e inestables son el problema central que debe abordar la restauración, pero el tipo de acciones necesarias difiere según las turberas.
- El bloqueo eficaz del drenaje requiere una planificación estratégica de la ubicación y el espaciado de las represas, inspección periódica, mantenimiento oportuno y el fomento del rellenado espontáneo de las zanjas.
- Cuando el bloqueo de las zanjas no es suficiente, se necesitan diques, montículos o árboles con raíces de contrafuertes o con raíces fúlcreas para dificultar la escorrentía superficial en la estación húmeda.
- El restablecimiento de la vegetación formadora de turba es el segundo reto principal de la restauración. Puede ser necesaria la reintroducción.
- En las turberas altas, un objetivo clave es restaurar el acrotelmo, un mecanismo de autorregulación hidrológica basado en la vegetación. Las turberas altas con esfagnáceo necesitan el restablecimiento de buenas especies de esfagnáceas, los domos de turba tropical, los árboles contribuyen a la formación de montículos y poseen raíces con contrafuertes y fúlceras.
- Las turberas sometidas a agricultura intensiva suelen ser ricas en nutrientes. La restauración implica la costosa remoción de la capa superficial del suelo, la fitoextracción de nutrientes (paludicultura) o la aceptación de turberas minerotróficas persistentes a largo plazo, altamente productivas y de baja biodiversidad.
- Las turberas comparten muchas características; un sitio puede aprender de las experiencias en otros lugares.



# 1. Introducción

Las turberas son ecosistemas en los que —en condiciones de suelo permanentemente saturado de agua y una proporción muy baja de oxígeno— las plantas muertas no se descomponen completamente. El material vegetal semidescompuesto se acumula en forma de capas de “turba” que con el tiempo pueden alcanzar muchos metros de espesor.

## Características de las turberas

Las características habituales de las turberas son las siguientes:<sup>86</sup>

- un alto contenido de materia orgánica y carbono en el suelo, una saturación permanente de agua, una elevación lenta pero continua del nivel freático y de la superficie de la turbera, una relativa escasez de nutrientes y acidez, un mesoclima más fresco y húmedo en comparación con el entorno, y la presencia de sustancias orgánicas nocivas, elementos reducidos tóxicos y aguas negras. Todos estos factores forman los hábitats de la biota típica de las turberas.
- Una capacidad única de secuestro y almacenamiento de carbono a largo plazo, de retención, depuración y control del agua, y de acumulación y preservación de información paleoambiental y artefactos arqueológicos dentro de la masa de turba que se acumula.
- Una sofisticada interacción entre las plantas, la turba y el agua, que permite el desarrollo a largo plazo de la autorregulación y la autoorganización, lo que convierte a las turberas en ecosistemas duraderos, que a menudo presentan un fascinante patrón en la superficie y una biodiversidad única.

Más del 80 % de las turberas del mundo, situadas principalmente en las zonas inhóspitas de Canadá, Alaska y Siberia, se encuentran todavía en un estado, en su mayor parte, natural. Sin embargo, una superficie considerable (~65 millones de hectáreas),<sup>86, 116</sup> principalmente en las zonas templadas y los (sub)trópicos, ha sido transformada y drenada para su uso en cultivos, pastoreo y silvicultura, o para la extracción de turba e instalaciones de infraestructura. Estas turberas degradadas ocasionan importantes problemas ambientales y socioeconómicos, como la degradación del suelo, inundaciones e incendios, y generan emisiones de gases de efecto invernadero de relevancia mundial. Otros servicios de los ecosistemas de las turberas y valores de la biodiversidad también se deterioran como resultado del drenaje y la degradación.<sup>13</sup> En el Anexo I se presenta un resumen de estos servicios y valores.

La cuestión del clima, en particular, ilustra la magnitud del desafío: El cumplimiento del Acuerdo de París de 2015 y la consecución de la neutralidad climática y en carbono para mediados de siglo<sup>82, ch 2</sup> implica que en los próximos decenios se deben rehumidificar y restaurar en todo el mundo prácticamente todas las turberas actualmente drenadas (es decir, unos 50 millones de hectáreas, la mitad de las cuales son de uso agrícola); esto es, casi **dos millones de hectáreas al año**.

---

1 Las referencias bibliográficas están disponibles en la sección de referencias bibliográficas abajo y en el texto se mencionan con números en voladita, negrita y cursiva.

## La carga climática y sanitaria de las turberas degradadas

Mientras que las turberas naturales llevan enfriando el clima desde hace más de 10.000 años,<sup>46</sup> las turberas drenadas y degradadas son fuentes importantes de gases de efecto invernadero (GEI) y contribuyen al calentamiento global. Estos GEI proceden principalmente de la oxidación microbiana de la materia orgánica cuando el aire llega a la turba antes saturada de agua.<sup>96</sup> Las condiciones más secas tras el drenaje también aumentan el riesgo de incendios.<sup>69, 102, 170</sup> Junto con las emisiones masivas de GEI, la combustión sin llama de la turba ocasiona una neblina generalizada con efectos perniciosos para la salud humana.<sup>54, 123</sup>

Las emisiones procedentes del drenaje, la degradación y los incendios de las turberas son actualmente responsables de unas 2 Gt CO<sub>2</sub>-eq, aproximadamente el 4 % de las emisiones antropogénicas mundiales de GEI.<sup>45, 63, 96, 116, 161, 184</sup> Las emisiones continuas de las turberas drenadas hasta el año 2100 pueden consumir entre el 12 y el 41 % del presupuesto de emisiones de GEI que aún queda para mantener el calentamiento global por debajo de +1,5 a +2 °C.<sup>116</sup> Otra proyección indica que el sector terrestre mundial será una fuente neta de carbono para 2100, a menos que todas las turberas intactas actuales permanezcan intactas y al menos el 60 % de las turberas actualmente degradadas se rehumidifiquen en los próximos decenios.<sup>79</sup> Esto implica que si se rehumidifica “solo” el 60 % de las turberas degradadas (30 millones de hectáreas), se necesitaría toda la capacidad de sumidero de carbono del sector terrestre restante (es decir, la biomasa forestal y los suelos minerales) para compensar las pérdidas de carbono de las turberas degradadas restantes (el 40 % restante) y esto no contribuirá a los “sumideros netos de carbono” necesarios para alcanzar los objetivos de París.<sup>82</sup>

Debido a la concienciación sobre estos temas, la restauración de los humedales<sup>2</sup>, y de las turberas en particular,<sup>3</sup> se incluyó en la agenda de la Convención sobre los Humedales, el más antiguo de los acuerdos intergubernamentales mundiales modernos sobre el medio ambiente.<sup>4</sup> Otros marcos normativos también hacen hincapié en la restauración de las turberas de forma explícita o implícita. Entre estos marcos se incluyen a nivel mundial, los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas,<sup>5</sup> la resolución sobre las turberas aprobada en 2019 por la Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente,<sup>6</sup> el Acuerdo de París y sus contribuciones determinadas a nivel nacional (CDN, CMNUCC),<sup>7</sup> las Metas de Aichi y el Marco Mundial de la Diversidad Biológica posterior a 2020 (CBD),<sup>8</sup> la neutralización de la degradación de las tierras (CLD),<sup>9</sup> el Desafío de Bonn<sup>10</sup> y el Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas,<sup>11</sup> junto con muchas iniciativas regionales, nacionales y locales.

Este Informe Técnico de Ramsar incluye normas generales para la restauración ecológica,<sup>47</sup> pero también aborda aquellas situaciones en las que el anterior ecosistema *no puede* restaurarse por completo o en las que se desea restaurar *solo algunos* de los anteriores servicios de los ecosistemas. El informe se basa en las directrices (regionales) existentes de restauración de turberas (véase el Capítulo 6) y las complementa, y pretende ofrecer una sinopsis global integrada.

La gran variedad de turberas, las numerosas causas y tipos de degradación y la diversidad de objetivos de restauración no permiten abordar todas las cuestiones en detalle. Por lo tanto,

---

2 [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key\\_res\\_vii\\_17s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_vii_17s.pdf), [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/res/key\\_res\\_viii\\_16\\_s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/res/key_res_viii_16_s.pdf), <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop11-res09-s.pdf>, [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/bn10\\_restoration\\_climate\\_change\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/bn10_restoration_climate_change_e.pdf), <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/bn/bn4-sp.pdf>, <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-19sp.pdf>.

3 <https://www.ramsar.org/document/resolution-viii17-guidelines-for-global-action-on-peatlands>, <https://www.ramsar.org/document/resolution-x24-climate-change-and-wetlands>, <https://www.ramsar.org/document/resolution-xii11-peatlands-climate-change-and-wise-use-implications-for-the-ramsar>, <https://www.ramsar.org/document/resolution-xiii13-restoration-of-degraded-peatlands-to-mitigate-and-adapt-to-climate-change>, [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/briefing\\_note\\_peatlands\\_vilm\\_workshop\\_sept\\_2016.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/briefing_note_peatlands_vilm_workshop_sept_2016.pdf).

4 Las turberas son una cuestión transversal en el marco de la Convención y abarcan 20 tipos del Sistema para la Clasificación de Tipos de Humedales de Ramsar ([https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key\\_res\\_vii\\_11s.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_vii_11s.pdf)).

5 <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>.

6 <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/30675>.

7 <https://unfccc.int/es/process-and-meetings/the-paris-agreement/nationally-determined-contributions-ndcs/contribuciones-determinadas-a-nivel-nacional-ndc>.

8 <https://www.cbd.int/sp/targets/>, <https://www.cbd.int/conferences/post2020>.

9 <https://www.unccd.int/actions/achieving-land-degradation-neutrality>.

10 <https://www.bonncchallenge.org/content/challenge>.

11 <https://www.decadeonrestoration.org/>, Resolución 73/284 de la Asamblea General de las Naciones Unidas, 1 de marzo de 2019.

este informe se centra en los principios de la restauración de turberas y en la comprensión de las interrelaciones y los problemas. Teniendo esto en cuenta, los planificadores, los profesionales y los responsables de la formulación de políticas pueden —con conocimientos de las condiciones locales y la información que figura en estas orientaciones, sus referencias y la Nota Informativa de Ramsar N.º 11 sobre la restauración práctica de las turberas<sup>88</sup> relacionada— identificar y elaborar soluciones adecuadas. Por lo tanto, en este Informe Técnico de Ramsar se presentan:

- principios clave que se aplican a los esfuerzos de restauración de turberas en todo el mundo;
- información sobre la restauración para distintos tipos de turberas y los aspectos que aún no están abarcados por la Convención<sup>12</sup> y otras orientaciones; y
- referencias a directrices y experiencias prácticas.

#### **Términos y definiciones clave utilizados en este informe<sup>13</sup>**

**Acrotelmo:** capa superior de una turbera alta activa, que se constituye de la vegetación y la turba superior, quien, gracias a su gradiente vertical distintivo de conductividad hidráulica y de su gran capacidad de almacenamiento de agua, estabiliza el nivel del agua.

**Anóxico:** sin oxígeno.

**Conservación:** todas las acciones deliberadas que protegen el medio ambiente y los recursos naturales (incluida la biodiversidad).

**Degradado:** que presenta una disminución/modificación de la calidad o el carácter en comparación con el estado original.

**GEI:** gases de efecto invernadero.

**Ingenieros ecosistémicos:** especies que modifican su entorno la medida en que determinan el funcionamiento estratégico del ecosistema.

**Materia orgánica:** material a base de carbono e hidrógeno de origen vegetal, animal, fúngico y microbiano.

**Paludicultura:** Un sistema agrícola y forestal que tiene como objetivo la producción de productos a base de plantas o animales en turberas (húmedas), mientras preservan las reservas de carbono en la turbera y se minimizan las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo de la turba.

**Recuperación:** el desarrollo de un ecosistema degradado hasta alcanzar un estado o condición anterior o mejor. Cuando se alcanza este estado o condición, el ecosistema está “regenerado” (espontáneamente), “restaurado” (activamente) o (en general) está “recuperado”.

**Regeneración:** la recuperación espontánea de un ecosistema degradado.

**Rehabilitación:** todas las acciones deliberadas que dirigen un ecosistema degradado hacia una condición más beneficiosa (por ej., en términos de prestación de servicios de los ecosistemas), pero diferente a la condición anterior a la degradación.

**Rehumidificación:** todas las acciones deliberadas que tienen como objetivo devolver el nivel freático de una turbera drenada (es decir, la posición relativa a la superficie) al nivel de la turbera original. Cuando se ha alcanzado este objetivo, el ecosistema está “rehumidificado”.

**Restauración:** todas las acciones deliberadas que contribuyen a la recuperación de un ecosistema degradado. Cuando se ha alcanzado esta meta, el ecosistema está “restaurado”.

**Servicios de los ecosistemas:** beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas.

**Suelo orgánico:** suelo con una capa importante de materia orgánica en la superficie o cerca de ella.

**Turba:** sustancia constituida en gran parte por materia orgánica muerta, con restos vegetales macroscópicos, que después de su creación no ha sido reubicada por el agua, el hielo o el viento (cf. sedimento).

**Turbera:** zona con una capa de turba acumulada espontáneamente en la superficie.

**Turbera activa (mire en inglés):** turbera en la que se está formando turba.

<sup>12</sup> <https://www.ramsar.org/document/resolution-xiii13-restoration-of-degraded-peatlands-to-mitigate-and-adapt-to-climate-change>.

<sup>13</sup> Estas definiciones se aplican solo a los efectos de este documento y son lo más breves y sencillas posible. Pueden consultarse amplios exámenes de los términos relacionados con las turberas en<sup>89, 90</sup>.

**Turbera activa de transición:** turbera que recibe aguas subterráneas ácidas y con escasos nutrientes que funcionan como una turbera minerotrófica, pero con una vegetación y características hidroquímicas similares a las de una turbera ombrotrófica.

**Turbera activa horizontal:** turbera activa en la que la capa freática forma un plano horizontal.

**Turbera activa inclinada:** turbera activa en la que la capa freática forma un plano inclinado, lo que provoca un movimiento de agua principalmente horizontal.

**Turbera minerotrófica (fen en inglés):** turbera cuyas capas superiores de turba proceden de vegetación que también ha recibido agua que ha estado en contacto con suelos minerales o el lecho de roca.

**Turbera ombrotrófica (bog en inglés):** turbera cuyas capas superiores de turba proceden de vegetación que recibe agua y nutrientes solo de precipitaciones. Una turbera alta (raised bog en inglés) es una turbera ombrotrófica cuya superficie y nivel del agua están claramente alzados por encima del suelo mineral o la turbera minerotrófica que la rodea.



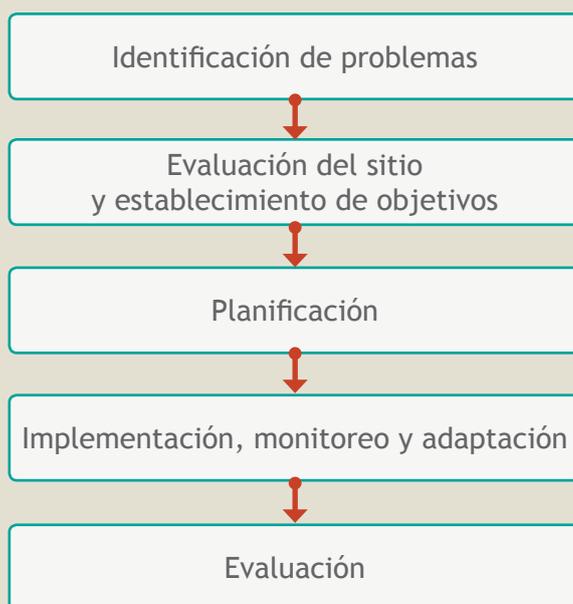
## 2. Identificación del problema



Todo proyecto de restauración de los ecosistemas comienza con la conciencia de que algo anda mal. A veces el problema es evidente: la disminución o la pérdida de una especie, una vista del paisaje que ha cambiado, una función beneficiosa que se ha perdido. En otros casos, el problema es menos evidente. La mayoría de las personas, por ejemplo, no ven en una pradera verde una turbera intensamente degradada. Las asociaciones positivas de los ingresos rurales, la leche, el queso y un paisaje familiar ocultan la carga climática del uso de las turberas drenadas. Este desconocimiento común es comprensible porque la turba está bajo tierra y es invisible. Además, la conciencia política acerca de la relación entre las turberas y el clima es relativamente nueva<sup>14</sup> y la urgencia que reviste *resolver* este problema apareció tan solo con el Acuerdo de París (2015).

Una vez que se ha determinado *qué se ha perdido* y *qué se desea recuperar*, las siguientes tareas son:

- *analizar si es posible* recuperar esas cosas;
- *aclarar si se requiere una intervención activa* (algunos problemas se resuelven por sí solos...); y
- (sobre la base de estos conocimientos) *elegir y formular con claridad las metas* de las medidas de restauración.



**Figura 1.** Identificación del problema (fuente: Hans Joosten).

Todo proyecto comienza con la conciencia de que hay un problema. Para entender este problema, se debe examinar el estado del lugar (*¿qué biodiversidad o servicios de los ecosistemas se han perdido?*). La posibilidad de recuperar todas las pérdidas dependerá del tipo de pérdidas y del estado del lugar (*¿qué servicios pueden restaurarse?*). A partir de estos conocimientos, pueden establecerse los objetivos en un contexto coherente y lógico. Tras una planificación detallada de las acciones necesarias, se aplican las medidas, se supervisan sus resultados y, si es necesario, se adaptan las acciones de manejo. Una vez finalizado el proyecto, deberá realizarse una evaluación para valorar el éxito obtenido hasta la fecha, prever la evolución futura y planificar nuevas acciones.

<sup>14</sup> Ejemplos de una primera toma de conciencia: Convención sobre los Humedales, 2002: <https://www.ramsar.org/document/resolution-viii3-climate-change-and-wetlands-impacts-adaptation-and-mitigation>; Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004: <https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-07/official/cop-07-21-part2-es.pdf>; Convención sobre el Cambio Climático, 2008: [http://unfccc.int/files/kyoto\\_protocol/application/pdf/iceland.pdf](http://unfccc.int/files/kyoto_protocol/application/pdf/iceland.pdf).

## 3. Evaluación del sitio

Para establecer objetivos claros, es necesario saber *qué es posible* y *qué se desea*. En este capítulo se analizan: i) los principales tipos funcionales de turberas, ii) las relaciones ecológicas dentro de una turbera y entre una turbera y su entorno y iii) las distintas intensidades de degradación. Todos estos aspectos pueden limitar las perspectivas de la restauración; es decir, lo que puede lograrse en última instancia y de forma realista.

### 3.1. Tipos de turberas

Así como los caballos, los coches y los aviones son todos medios de transporte, pero difieren en cuanto a la forma de curarlos o repararlos, existen enormes diferencias entre las turberas. Si no se identifica cómo funcionaba la turbera en cuestión en su estado natural, no solo se puede impedir una restauración eficaz, sino que se corre el riesgo de que los intentos de restauración perturben los valores de conservación existentes (Figura 2).

La diversidad de turberas y de usos de las turberas ha dado lugar a docenas de tipologías de turberas.<sup>98</sup> Sus principios de clasificación suelen estar relacionados con el uso de la turbera, su aspecto o su ubicación. Estas tipologías, aunque se aplican comúnmente, dan poca información sobre cómo está o ha estado funcionando la turbera y son, por lo tanto, menos útiles desde el punto de vista de la restauración.

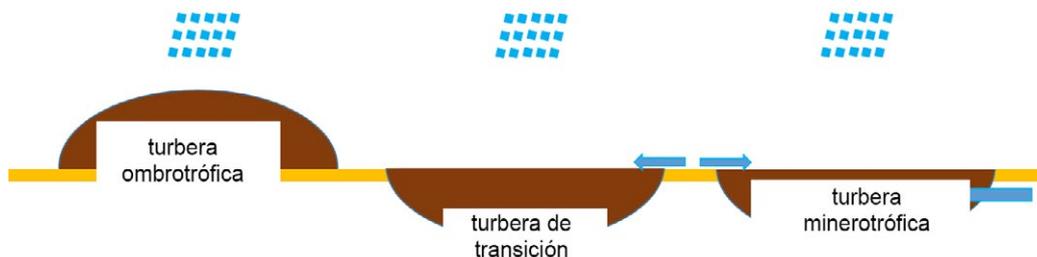
#### Turberas ombrotróficas y minerotróficas

Una categorización que sí es relevante para la restauración es la clásica división entre las **turberas ombrotróficas** (“bogs”) (que reciben agua y nutrientes únicamente de precipitaciones atmosféricas) y las **turberas minerotróficas** (“fens”) (turberas que también reciben agua que ha estado en contacto con suelos minerales o el lecho de roca). Debido al suministro de agua que reciben, las turberas ombrotróficas son fuertemente ácidas y pobres en nutrientes, mientras que el suministro de agua de las turberas minerotróficas es más rico en nutrientes y puede variar de débilmente ácido a alcalino. Algunas turberas minerotróficas reciben aguas subterráneas ácidas y pobres en nutrientes. Por su posición en el paisaje y el suministro de agua que reciben, estas **turberas activas de transición** funcionan como una turbera minerotrófica, pero su vegetación e hidroquímica son similares a las de una turbera ombrotrófica.



**Figura 2.**

Los planes de restauración en el humedal Sandaohaizi (RAU de Xinjiang, China) se detuvieron tras reconocerse que el sitio no era una turbera gravemente degradada con restos de fosos erosionados, como se suponía, sino que en realidad era el único complejo de turberas de permafrost de montículos de turba (palsas) y suelos minerales (lithalsas) conocido en China, con un ciclo de acumulación y degradación natural. La nivelación e inundación del sitio que se había previsto inicialmente hubiera destruido este fenómeno único. © Marc Foggin.



**Figura 3.** Turberas ombrotroficas, turberas minerotroficas y turberas de transición (fuente: Hans Joosten).

Muchos de los problemas que se plantean durante la restauración de las turberas están relacionados con la hidrología, por lo que es especialmente importante conocer el funcionamiento hidrológico de una turbera activa.<sup>15, 155</sup> La **tipología hidrogenética de las turberas activas** (véanse en el Anexo II más explicaciones y diagramas) se ocupa específicamente de este funcionamiento y distingue básicamente entre “turberas activas horizontales” y “turberas activas inclinadas”.

En las **turberas activas horizontales**, la capa freática de la turbera forma un plano horizontal y la formación de la turba se produce por el material vegetal muerto que rellena un espacio anóxico (sin oxígeno) preexistente debajo del agua. El movimiento del agua es en gran parte vertical (fluctuaciones del nivel freático) y el nivel freático de la turbera activa sigue generalmente el nivel freático de la cuenca circundante.

En las **turberas inclinadas**, la capa freática de la turbera forma un plano inclinado (a menudo, solo ligeramente inclinado), lo que provoca un movimiento de agua principalmente horizontal. Este flujo de agua lateral se ve obstaculizado por el crecimiento de la vegetación y la turba, lo que provoca un lento pero continuo aumento del nivel freático en la turbera activa, creando nuevos espacios anóxicos para una mayor acumulación de turba. Al dificultar la descarga de las aguas subterráneas, la turba acumulada también eleva el nivel freático en la zona de captación, lo que permite un mayor suministro de aguas subterráneas a la turbera activa en un nivel superior.

Las turberas activas horizontales están muy extendidas en todo el mundo y pueden darse en todos los lugares en los que un exceso de agua local a largo plazo crea un espacio anóxico “permanente”. Sin embargo, tan pronto como este espacio se ha llenado de turba, estas turberas activas dejan de acumular turba a menos que se cree un nuevo espacio anóxico por *aumentos de los niveles del agua inducidos externamente* o que se transformen en turberas activas inclinadas.

La tipología hidrogenética de las turberas activas describe el funcionamiento de las turberas naturales (turberas activas) en función de la manera en que el suministro de agua y las fluctuaciones del nivel freático influyen en la acumulación de turba. Dado que las turberas degradadas han perdido en mayor o menor medida las características relevantes (como la vegetación original, el suministro de agua y las propiedades hidráulicas de la turba), puede que no resulte inmediatamente claro cómo ha funcionado originalmente la turbera degradada. Este conocimiento puede derivarse de pruebas históricas (descripciones, relatos orales, colecciones taxonómicas, mapas, fotografías), de la comparación con turberas prístinas en regiones climática, geológica y biogeográficamente similares (“zonas de referencia”), y de la información paleoecológica (“de archivo”) contenida en los micro y microfósiles de la turba restante en el lugar.

Las turberas activas inclinadas requieren una mayor regularidad en el suministro de agua, pero persisten intrínsecamente más tiempo porque *elevan su propio nivel de agua*.<sup>25</sup> Debido a las fuertes interrelaciones entre el agua, la vegetación y la turba, y al mayor tiempo de permanencia, las turberas activas inclinadas pueden desarrollar mecanismos de autorregulación (que a menudo se manifiestan como patrones de superficie, perpendiculares a la pendiente) que las estabilizan y ayudan a persistir, incluso en condiciones en las que

<sup>15</sup> Tiene sentido diferenciar entre “tierras donde se acumula la turba” (turbera activa) y “tierras donde hay turba presente” (turbera). Esta última categoría es mucho más amplia que la primera e incluye, junto con las “turberas activas”, zonas que van desde aquellas en las que la vegetación ya no acumula turba hasta zonas que han perdido todas las características de las turberas naturales, excepto la presencia de turba (por ej., sitios de extracción de turba desnuda, campos arables cultivados con maíz o caña de azúcar, y plantaciones de palma aceitera y madera para pulpa). Estas son las “turberas que no son turberas activas” en las que se centra la restauración.

ya no podrían establecerse. Esto también las hace más vulnerables cuando estos mecanismos se dañan. Por lo tanto, los diferentes tipos hidrogenéticos de turberas activas (véanse los subtipos en el Anexo II) plantean diferentes retos para la restauración (Cuadro 1).

## 3.2. Interconexiones

En Indonesia, el Reglamento Nacional para la Protección y Gestión de los Ecosistemas de Turberas (PP71/2014 enmendado a PP57/2016) exige que las turberas se gestionen como Unidades Hidrológicas de Turberas, es decir, como cuerpos de turba coherentes entre las aguas receptoras limítrofes (ríos, mar).

El agua no solo es crucial para crear las condiciones anóxicas necesarias para la formación y conservación de la turba: la mayor parte de lo que llamamos “turbera” es en realidad *agua*. El hecho de que se pueda caminar sobre una turbera oculta que el 90-95 % de la masa de turba está formada por agua. Y, del mismo modo que es imposible extraer la mitad del agua de un lago sin cambiar todo el lago, no se puede esperar que el resto de una turbera permanezca igual cuando una parte de la turbera se altera sustancialmente. Cada uno de los componentes de una turbera activa debe considerarse como parte de la turbera activa en su conjunto.

Grupos principales	Principales tipos hidrogenéticos de turberas activas	Retos usuales de la restauración hidrológica
Turbera activa con una capa freática horizontal y sin flujo de agua lateral o con agua que se mueve alternativamente en ambas direcciones a lo largo de su pendiente → <b>Turbera activa horizontal</b>	Turbera activa que se desarrolla en una masa de agua abierta o sobre esta → <b>Turbera activa de terrestreización</b>	Recrear hábitats de aguas abiertas para las primeras etapas de la sucesión cuando la turba haya llenado toda la cuenca hidrográfica
	Turbera activa que se desarrolla como resultado de la elevación del nivel freático → <b>Turbera activa creada por la crecida del agua</b>	Elevar nuevamente el nivel freático por encima de la superficie de la turba, para reinstalar nuevos espacios anóxicos (y seguir manteniendo un nivel freático elevado)
	Turbera activa que se desarrolla por las inundaciones periódicas de los ríos (estacionales), lagos (viento) o mares (mareas lunares) → <b>Turbera activa de inundación</b>	Restablecer las inundaciones periódicas en niveles continuamente superiores
Turbera activa con una capa freática inclinada y agua que fluye en una dirección a lo largo de su(s) ladera(s) → <b>Turbera activa inclinada</b>	La turba superior y más profunda es porosa, y el agua fluye <i>a través</i> de una parte importante del cuerpo de la turba → <b>Turbera activa de percolación</b>	Eliminar las capas de turba degradadas (de baja permeabilidad) o volver a instalar un suministro de agua extremadamente regular y abundante sobre la turba degradada para facilitar la formación a largo plazo de turba nueva y altamente permeable
	Turba superior compacta, con agua que fluye principalmente <i>sobre</i> el cuerpo de la turba. Puede tener pendientes bastante pronunciadas → <b>Turbera activa de flujo superficial</b>	Detener la erosión de la turba restableciendo la cubierta vegetal protectora y dispersando el flujo de agua
	Turba/vegetación superior con un notable y eficaz gradiente vertical de porosidad. El agua fluye principalmente entre las estructuras superficiales explícitas en forma triangular de la turbera o a través de la parte superior de la masa coherente de la vegetación y de la turba → <b>Turbera activa de acrotelmo</b>	Apoyar el desarrollo de una nueva estructura en forma de V, es decir, una capa/zona superficial con un gradiente vertical significativo de conductividad hidráulica combinado con una gran capacidad de almacenamiento de agua, ambos dentro del rango de amplitud media a largo plazo de las fluctuaciones del nivel freático

**Cuadro 1:**  
Los principales grupos de tipos hidrogenéticos de turberas activas (fuente Hans Joosten). Para consultar una descripción detallada y una subdivisión, véase el Anexo II.

La turbera no solo debe considerarse en su totalidad, sino también en su contexto más amplio. La mayoría de las turberas necesitan suministro de agua y apoyo externo, al menos en su estado inicial. Durante su desarrollo, las turberas pueden desarrollar mecanismos de autorregulación y volverse menos dependientes de estos factores externos,<sup>23, 202</sup> pero, en la mayoría de los casos, la dependencia persiste.

Las turberas, por ende, también pueden degradarse debido a cambios en el uso de la tierra y en el manejo del agua fuera de la propia turbera, si estos alteran el suministro de agua a

la turbera o la descarga de agua de esta. Por lo tanto, a la hora de planificar la restauración, es esencial tener en cuenta que *los factores que causan los problemas dentro de la turbera pueden estar fuera de ella...* (véase la sección 6.3.4 más adelante).

La cohesión y la conectividad no solo son importantes con respecto al agua. Las turberas también pueden degradarse debido a otros problemas que se originan “desde fuera”, como la contaminación, el enriquecimiento de nutrientes (por ej., la escorrentía de fertilizantes procedentes de la agricultura), la acidificación por deposición atmosférica (por ej., de amonio,  $\text{NH}_4$ , y óxidos de nitrógeno y azufre,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ ), la falta de intercambio genético, la pérdida de forraje, de zonas de migración e hibernación, y la contaminación acústica, lumínica y visual. La mayoría de estos problemas no pueden mitigarse en la propia turbera, sino que deben abordarse mediante intervenciones en el entorno más amplio.

La relación de una turbera con su entorno no solo es relevante para el **nivel del agua**, sino también para la **calidad del agua**. El agua de precipitación suele ser pobre en minerales y algo ácida. Sus propiedades químicas y físicas cambian al entrar en contacto con el suelo mineral/el lecho de roca. Pueden producirse cambios en la concentración y el tipo de minerales y gases disueltos, en la acidez y en la temperatura. El grado de variación de la calidad del agua depende de las propiedades de la cuenca (determinadas por el clima, el lecho de roca, el suelo, la vegetación y el uso de la tierra) y del tiempo de permanencia del agua en la cuenca (determinado por su extensión, permeabilidad y relieve). Como resultado, diferentes turberas pueden recibir agua de composición química muy diferente y, dentro de diferentes partes de la misma turbera, se puede encontrar agua de diferentes orígenes y calidades.<sup>113, 164, 204</sup> A la inversa, diferentes entornos hidrogeológicos pueden crear condiciones similares de calidad del agua.<sup>60</sup>

La dependencia de las condiciones locales de las turberas activas de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales entrantes requiere una evaluación exhaustiva de las relaciones hidrológicas de la turba con su entorno antes de determinar las actividades de conservación y restauración de las turberas.<sup>18</sup>

## Interconexiones y acidificación

En las turberas minerotróficas, el suministro de agua subterránea rica en bicarbonatos y minerales puede crear condiciones ligeramente ácidas (pH 4,8 - 6,4) y calcáreas (pH 6,4 - 8). El drenaje de las turberas siempre conduce a la producción de  $\text{H}^+$  (iones de hidrógeno) debido a la oxidación aeróbica.<sup>113</sup> El hecho de que esto provoque o no una acidificación depende de la capacidad de neutralización de ácidos de la turba y del agua entrante. Un cambio en la calidad del agua —también independiente del nivel del agua— puede tener importantes consecuencias para la diversidad de las especies. En particular, las especies de turberas de condiciones calcáreas a ligeramente ácidas, pobres en nutrientes y moderadamente ricas en nutrientes se han vuelto raras en todo el mundo, porque están amenazadas tanto por la acidificación como por el enriquecimiento de nutrientes.<sup>105, 110, 113</sup>

Las turberas individuales pueden, por lo tanto, diferir en gran medida con respecto a los siguientes aspectos:

- su funcionamiento hidrológico interno; y
- su dependencia de las condiciones hídricas fuera de la propia turbera.

Una turbera degradada en la que el entorno hidrológico sigue intacto tiene buenas posibilidades de recuperación si se pueden eliminar los daños internos. Por el contrario, una turbera en la que el entorno hidrológico se ha visto fuertemente afectado, aunque todavía pueda parecer que está en buen estado “desde dentro”, se degradará aún más si no se restaura también en paralelo la hidrología circundante.

A menudo se dice que las turberas tropicales difieren tanto de las de las zonas templadas y boreales que las experiencias del “norte” no tienen relevancia para el “sur”.

## ¿Son diferentes las turberas tropicales?

En efecto, hay muchas diferencias entre las turberas ombrotáficas de *Sphagnum* del norte y los bosques pantanosos de turba abovedados de Asia sudoriental. Sin embargo, estos tipos de turberas son solo dos ejemplos de la gran variedad de turberas que existen, tanto dentro como fuera de los trópicos.

Las turberas de *Sphagnum* pueden funcionar de al menos cinco formas hidrogenéticas diferentes (cf. Cuadro 1).<sup>185</sup> Además, pueden ser alimentadas únicamente por el agua de lluvia, o —siempre que la calidad sea la adecuada— también por el agua del suelo cercana a la superficie (interflujo), o incluso por aguas subterráneas profundas. Del mismo modo, las turberas tropicales pueden funcionar de diferentes maneras. Los bosques pantanosos de turba abovedados de Asia sudoriental, por ejemplo, tienen más similitudes hidrofuncionales con las turberas altas de *Sphagnum* no boscosas alimentadas por agua de lluvia (ambas son turberas activas de “acrotelmo”, véase la sección 3.1) que con los bosques pantanosos de alisos (que son turberas activas de “flujo superficial” alimentadas por agua subterránea), aunque estos bosques pantanosos de turbera tropicales y los pantanos templados de alisos comparten una vegetación y un microrrelieve superficial de turba similares.<sup>152</sup> Desde el punto de vista de la restauración, es más pertinente examinar las similitudes y diferencias *funcionales* en lugar de hacer una clasificación según simples criterios geográficos, taxonómicos o fisonómicos. Si bien cada turbera es única y debe ser tratada según sus méritos individuales, un énfasis excesivo en la singularidad de las turberas tropicales crea el riesgo de impedir la aplicación de los conocimientos mundiales y el sentido común.

Las diferencias entre las turberas no tropicales y las tropicales bajas pertinentes para la restauración están relacionadas con las condiciones permanentemente más cálidas de estas últimas, que potencian todos los procesos físicos, químicos y biológicos. En los climas tropicales, la vegetación que acumula turba debe ser estructuralmente más robusta (por ej., formada por cañas altas, como el papiro, y árboles) y más recalcitrante desde el punto de vista bioquímico (por ej., produciendo más lignina con menor contenido de hidratos de carbono y mayor contenido aromático).<sup>43, 75</sup> El clima tropical, cálido y húmedo, también provoca un deterioro más rápido de las represas y embalses. Una diferencia social importante es que, en comparación con la mayoría de las turberas del norte, los paisajes de turba tropical pueden albergar a un mayor número de personas; por lo tanto, la restauración de las turberas tropicales suele implicar una dimensión social más marcada, al contar con el apoyo esencial de la comunidad y desarrollar opciones de medios de vida sostenibles.<sup>83, 156</sup>

### 3.3. Intensidad de la degradación

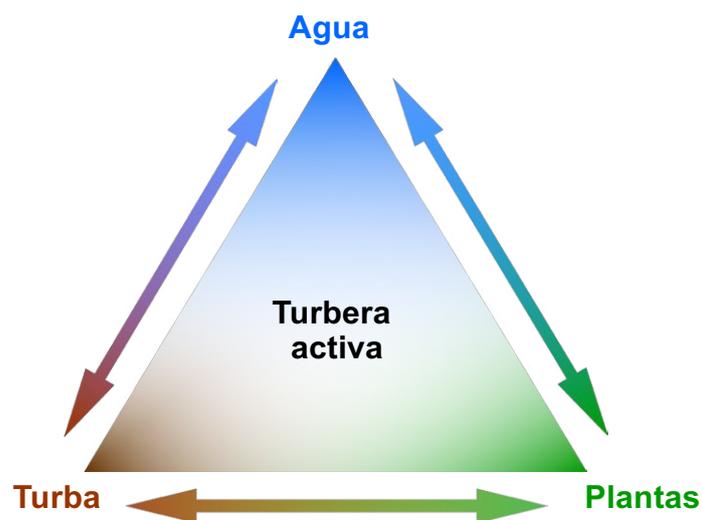


Figura 4: Interrelaciones entre las plantas, el agua y la turba en una turbera activa (fuente: Hans Joosten).

En una turbera viva (una turbera activa) existen fuertes relaciones funcionales entre las plantas, la turba y el agua (Figura 4). Si uno de estos componentes cambia, en última instancia los demás también lo harán, lo que provocará cambios en la formación de turba, la biodiversidad, los flujos de GEI y otros servicios de los ecosistemas. Sin embargo, los componentes no reaccionan con la misma rapidez. En general, los organismos se ven más fácilmente afectados que la hidrología, y esta se altera más fácilmente que la turba. Si se

drena una turbera, los organismos del humedal pueden morir rápidamente, pero pasa mucho más tiempo antes de que la turba drenada haya cambiado de manera irreversible o incluso haya desaparecido por completo. La diferente “inercia” (lentitud de reacción) de los distintos componentes permite distinguir **intensidades de degradación** funcionalmente diferentes (Figura 4).

### Degradación mínima y menor

Las turberas menos afectadas y que pueden restaurarse más fácilmente (intensidad de degradación mínima y menor) son los sitios y macizos<sup>16</sup> donde las poblaciones de una sola especie de turbera han sido reducidas o erradicadas en gran medida (por ej., por la recolección excesiva, la caza furtiva, el envenenamiento o la contaminación), o donde la vegetación ha sido dañada o eliminada, pero no completamente erradicada (por ej., por el fuego superficial, el pastoreo excesivo o la construcción de plataformas, carreteras y líneas sísmicas.<sup>16</sup> Si no se han dañado otras condiciones del sitio, y sobre todo si la hidrología está bastante intacta, el desarrollo espontáneo (“regeneración”, por ejemplo, a partir de semillas/esporas o diásporas vegetativas) puede conducir a una recuperación casi total, siempre que se eliminen los contaminantes y el posible material de cobertura que ocasiona la perturbación (por ej., el material temporal de la superficie de la carretera) y se eviten nuevas perturbaciones. Cuando la recolonización espontánea sea imposible o se considere demasiado lenta, la restauración puede consistir en facilitar el restablecimiento de las especies pertinentes (por ej., creando condiciones adecuadas en el sitio) o en su reintroducción deliberada. La decisión de reintroducir o no una especie puede depender de los objetivos del proyecto de restauración y de si la especie en cuestión se considera una especie funcional (ingeniero ecosistémico) o una especie emblemática (de gran valor para la biodiversidad) (véase la sección 4.3, Anexo VII).

**Figura 5:** Intensidades de degradación de las turberas y perspectivas de restauración en función del deterioro de los componentes cada vez más inertes de las turberas (fuente: Hans Joosten).

Intensidad de degradación		inercia creciente					
		Componentes de las turberas					
		plantas		agua		turba	
		Fauna/flora	Vegetación	Hidrología	Hidráulica	Forma/relieve	Depósito de turba
requiere mayores acciones de restauración	Mínima						
	Menor						
	Relativa						
	Moderada						
	Mayor						
	Importante						
	Máxima						

no afectado

moderadamente afectado

gravemente afectado

### Degradación relativa

Si la turbera ha sido drenada recientemente o ha sufrido algún otro tipo de deterioro hidrológico, por ejemplo, a causa de la deforestación (intensidad de degradación relativa) y las propiedades hidráulicas no han cambiado de forma irreversible,<sup>128, 150</sup> las medidas de restauración pueden limitarse a disminuir la eficacia de la infraestructura de drenaje, por ejemplo bloqueando los canales, rellenando las zanjas o destruyendo las tuberías de drenaje subterráneas,<sup>11</sup> o —cuando las pérdidas de agua se deban a actividades ajenas a la turbera activa (por ej., la extracción de aguas subterráneas)— deteniendo o reduciendo estas actividades,<sup>104</sup> (véase la sección 6.3).

16 Diferenciamos entre un “sitio de turbera activa”, que es una zona homogénea dentro de una turbera activa, como la extensión de la turbera activa, el margen de la turbera activa y la zona de transición en las turberas altas clásicas<sup>98</sup> o las “comunidades adaptadas” en los domos de turba tropicales,<sup>4, 151</sup> y un “macizo de turbera activa”, que abarca todo el cuerpo de turba, como una turbera ombrotrofica, una turbera minerotrofica y depresiones (string-flark fen), o una turbera activa poligonal. Un macizo de turbera activa se compone en su mayoría de varios sitios de turbera activa.<sup>98</sup>

La mayoría de las turberas del mundo no solo dependen del agua de lluvia, sino también de las aguas superficiales o subterráneas. Por lo tanto, los niveles de agua, la dinámica del agua o la calidad del agua en la propia turbera también pueden verse afectados por las intervenciones en la hidrología fuera de la turbera. Esto último es evidente en el caso de la contaminación o el enriquecimiento de nutrientes por las aguas superficiales entrantes. Menos obvia, aunque a menudo igualmente importante, es la disminución de la descarga de aguas subterráneas en la turbera activa o el aumento de la recarga de aguas subterráneas desde la turbera activa como resultado del drenaje, la extracción de agua, la disminución de la recarga de aguas subterráneas (por ej., por el sellado de la superficie) o el aumento de la evapotranspiración (por ej., por la forestación, el aumento de la producción agrícola) en la cuenca hidrológica de la turbera activa, incluso a muchos kilómetros de la turbera en cuestión.

Si se sospecha que hay cambios negativos en el entorno hidrológico del paisaje, estos deben ser explorados mediante estudios ecohidrológicos. Si se confirman, deben abordarse mediante intervenciones de reparación hidrológica fuera de la turbera activa o, alternativamente, mediante una importante ingeniería hidrológica e hidroquímica *in situ*.

La disminución de la descarga de aguas subterráneas en una turbera activa puede provocar un aumento de la influencia de las aguas pluviales y la acidificación, el enriquecimiento de nutrientes (porque al bajar el pH se liberan fosfatos), el cambio de la vegetación y la pérdida de especies raras consiguientes, aunque los niveles de agua en la turbera activa apenas hayan cambiado.<sup>197</sup>

## Degradación moderada

La intensidad de degradación moderada se refiere a cambios moderados en la hidráulica de la turba, mientras que la hidrología y la vegetación de la turbera todavía permiten la acumulación de turba. Los cambios en la hidráulica son causados por cargas superpuestas (por ej., siega y pastoreo de baja intensidad a largo plazo)<sup>164, 204</sup> o por el aumento de la descomposición bajo la influencia de la descomposición atmosférica oxidativa ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ ).<sup>36</sup> Esto puede llevar a un cambio del tipo de turbera, de turbera activa de percolación o turbera activa de acrotelmo a turbera activa de flujo superficial.<sup>91</sup>

La reparación del régimen hídrico del tipo de turbera activa original requiere el manejo a largo plazo (la acumulación de una nueva capa de turba porosa) o la remoción de las capas superiores de turba compacta (“remoción de la capa superficial del suelo”) en grandes superficies.

## Degradación importante

La intensidad de la degradación “importante” se refiere a las turberas en las que se han producido cambios sustanciales en la hidráulica, sobre todo debido a la influencia del drenaje a largo plazo y en las que la descomposición de la turba asociada ha provocado una disminución de la porosidad, la conductividad hidráulica y la estoratividad<sup>17</sup> de la turba y un aumento de la densidad aparente<sup>18</sup> y de la retención de agua del suelo.<sup>153, 163</sup> Especialmente en las turberas minerotróficas de climas cálidos, la contracción e hinchazón continuas de la turba drenada puede conducir a la formación de fisuras verticales y horizontales, que impiden el flujo de agua hacia arriba (capilaridad) y conducen a una desecación más frecuente y profunda de la capa superficial del suelo. Debido a la mayor actividad de los organismos del suelo, los suelos de turba drenados se aflojan, su grano se afina y pueden llegar a repeler el agua.<sup>144, 217</sup> Los cambios asociados en las propiedades hidráulicas de la turba son en gran medida irreversibles. Una situación similar se produce cuando se ha eliminado la turba ligeramente humificada mediante la extracción de turba y solo queda en la superficie la turba fuertemente descompuesta, con baja porosidad y estoratividad.

17 La estoratividad es una medida del espacio poroso y describe la cantidad de agua perdida si la capa freática desciende una cierta distancia o la cantidad de agua necesaria para elevarla. La estoratividad tiene un comportamiento elástico. En particular, en los suelos de turba no perturbados, el espacio intersticial aumenta con el aumento de la cantidad de agua. La estoratividad no tiene dimensión.<sup>18</sup> La densidad aparente es el peso seco del suelo dividido por su volumen. La densidad aparente se suele expresar en  $\text{g/cm}^3$ .

18 La densidad aparente es el peso seco del suelo dividido por su volumen. La densidad aparente se suele expresar en  $\text{g/cm}^3$ .

La destrucción de estructuras superficiales hidrológicamente eficaces es un deterioro de la hidráulica de las turberas que a menudo se pasa por alto. Especialmente en las turberas activas de acrotelmo, es decir, en las turberas altas de esfagno y en los domos de los pantanos tropicales, las propiedades hidráulicas combinadas (“acrotelmo”) de la vegetación, la turba y el relieve de la superficie son esenciales para regular la hidrología de las turberas, especialmente porque disminuyen la descarga horizontal de agua y proporcionan retención de almacenamiento de agua para los periodos más secos, sin la cual estas turberas activas no pueden persistir (Figura 6).<sup>33, 34</sup> Estas estructuras, que se relacionan principalmente con la resistencia espacialmente diferenciada al flujo de agua, acompañada de una gran estoratividad,<sup>23</sup> son destruidas por presiones como la extracción de turba, la compactación (por ej., por el pastoreo a largo plazo), el fuego, el drenaje y la descomposición a largo plazo, o la deforestación en el caso de las turberas arboladas.



**Figura 6:** El primer boceto (1891)<sup>87</sup> de una turbera tropical (en la península de Kampar, Sumatra) ilustra las bases con contrafuertes de los troncos de los árboles y las raíces fúlcreas, que ocasionan una mayor resistencia al flujo de agua al disminuir los niveles de agua. La imagen del Parque Nacional Sebangau, en Kalimantan Central, muestra cómo, en la estación húmeda de los monzones, las raíces fúlcreas y los montículos reducen la escorrentía superficial y provocan la acumulación de agua en la superficie para la estación seca (fuente: Hans Joosten).<sup>33</sup>

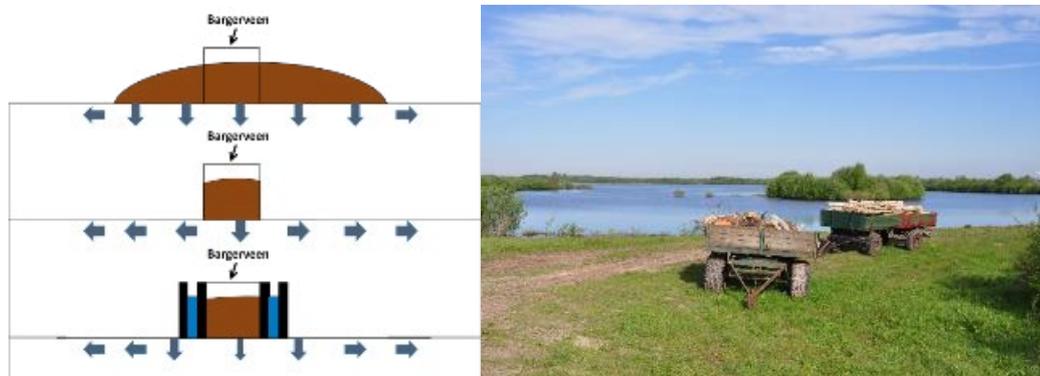
Restaurar las condiciones hidráulicas de la turba degradada es prácticamente imposible.<sup>155</sup> En el caso de las turberas de percolación degradadas (véase el anexo II), la turba descompuesta y compactada en gran medida de forma irreversible frustra la entrada de aguas subterráneas, que antes alimentaban la capa superficial, garantizando así los niveles freáticos estables y la baja productividad habituales.<sup>110</sup> La disminución de la estoratividad de la turba degradada conduce a mayores fluctuaciones del nivel freático, lo que aumenta a su vez la descomposición de la turba.<sup>1</sup>

Las turberas en las que las propiedades hidráulicas relevantes de la turba se han degradado de forma irreversible no pueden recuperar su antiguo funcionamiento hidrológico a menos que se elimine la turba fuertemente degradada. Si esto último es imposible o no es deseable, puede ser necesario formular objetivos de restauración alternativos (que apunten a un tipo de turbera activa “más simple”, por ejemplo, una turbera activa creada por la crecida del agua) mediante los cuales la nueva acumulación de turba a lo largo del tiempo pueda conducir nuevamente a mejores condiciones hidráulicas.<sup>1</sup>

Es importante comprender que la restauración o regeneración de estructuras de acrotelmo basadas en la vegetación y el microrrelieve que sean eficaces en cuanto a la regulación hidrológica es un proceso a largo plazo, que implica al menos varios decenios,<sup>90, 125, 178</sup> si es que realmente es posible.<sup>91</sup>

## Degradación generalizada

Como una turbera natural está compuesta en gran parte por agua, existe una relación hidrológica estricta y delicada entre la forma del cuerpo de turba, la conductividad hidráulica de la turba y la cantidad de agua que se transporta a través del cuerpo de turba. La intensidad de la degradación es especialmente importante en las turberas en las que el cuerpo de turba ha perdido completamente el equilibrio hidrológico (por ej., por hundimiento, extracción de turba, erosión, incendio u oxidación). En algunos casos, los procesos naturales de autorregulación (incluido el hundimiento) o la modificación antropogénica del relieve de las turberas pueden restablecer el equilibrio; sin embargo, en la mayoría de los casos, el desequilibrio restante da lugar a nuevos cambios hidrológicos y a una degradación continua y progresiva.<sup>22, 206</sup>



**Figura 7:** Izquierda: Restauración de partes de la reserva de Bargerveen (Países Bajos), compensando la pérdida de grandes partes del domo original de la turbera mediante la construcción de enormes diques y piletas de almacenamiento de agua.<sup>61</sup> Derecha: Una de las piletas de almacenamiento con diques circundantes (fuente: Hans Joosten).

## Degradación máxima

La última intensidad de la degradación de las turberas, la degradación máxima, se refiere a la situación en la que la turbera ha dejado prácticamente de ser una turbera; es decir, cuando la mayor parte o la totalidad de la turba ha desaparecido debido a la extracción u oxidación, cuando las capas de turba restantes han sido invertidas o dadas vuelta y su estratigrafía ha sido alterada por la labranza y la excavación profundas, o cuando toda la zona de captación ha sido dada vuelta por completo por la minería a cielo abierto. En este caso, cualquier proyecto de restauración de turberas debe partir desde cero, recreando las condiciones de suministro permanente de agua y de saturación para permitir la acumulación de nueva turba (“recreación de turberas”).<sup>101, 107, 154</sup>

**El límite a partir del cual es imposible restablecer** —en el transcurso de la vida de un ser humano— un *macizo* de turbera activa degradado a su funcionamiento hidrogenético anterior a la degradación “moderada”, es decir, cuando las propiedades hidráulicas pertinentes de la turba empiezan a verse gravemente afectadas. Más allá de este límite, las comunidades bióticas valiosas pueden persistir temporalmente, y los *sitios* turbera pueden a veces aún recuperarse *localmente* hasta alcanzar su estrategia de formación de turba y su vegetación anteriores, pero el *macizo* seguirá degradándose a menos que se remueva o se reordene la turba a gran escala o se mantengan a perpetuidad las instalaciones de infraestructura (diques, terraplenes, bombas) (véanse la Figura 7 y la sección 6.2). Más allá de ese límite, puede ser oportuno abandonar el objetivo de restaurar el tipo de turbera activa original y centrarse en la rehabilitación de tipos de turbera activa que resulta más sencillo restaurar (por ej., “horizontales”) con otros servicios de los ecosistemas, a menudo menos complejos.



# 4. Establecimiento de objetivos

Una vez que se han analizado los problemas, se identifican los posibles objetivos en función de los beneficios que pueden aportar las turberas restauradas. Este paso incluye reconocer que los beneficios específicos pueden estar limitados a intensidades de degradación específicas, y que los diferentes objetivos pueden ser antagónicos o ser sinérgicos. Una conclusión fundamental es que los objetivos de restauración deben formularse de la *forma más concreta posible y por orden de prioridad*.

Uso del tierra	Uso para productividad	Manejo para biodiversidad	Sin manejo
Estado de drenaje			
Drenada	Uso convencional	Paisaje de tierras secas y reservas de biodiversidad	Tierra abandonada
Rehumidificada/restaurada	Paludicultura	Paisaje de humedal y reservas de biodiversidad	Estado natural de humedad

**Figura 8:** Alternativas de uso de la tierra para las turberas actualmente drenadas (fuente: Hans Joosten)

## 4.1. Introducción

A fin de establecer objetivos realistas, es esencial elegir objetivos basados en el potencial *real* de restauración.<sup>143</sup> Las alternativas generales de uso de la tierra con respecto al uso de las turberas drenadas incluyen las siguientes (Figura 8):

- continuación del uso o el manejo actual de la tierra basado en el drenaje (incluidas las tierras abandonadas);
- abandono de las turberas drenadas sin rehumidificación deliberada;
- rehumidificación (tanto deliberada como espontánea) sin uso de la tierra; y
- rehumidificación con manejo de la biodiversidad o uso productivo de la tierra (paludicultura).

Pueden formularse metas de restauración más concretas en función de los “servicios de los ecosistemas”, es decir, los beneficios (incluidos entre ellos la biodiversidad) que las personas y la sociedad obtienen de los ecosistemas. En el Anexo I se ofrece una visión general completa de estos servicios y se diferencia entre los servicios de las turberas que secuestran turba (naturales o rehumidificadas) y los de aquellas en que la turba se está degradando (drenadas). Aunque ambas categorías de turberas pueden proporcionar algunos servicios de los ecosistemas (por ej., paisaje para el turismo y actividades al aire libre) o bien combinar distintos servicios de los ecosistemas (por ej., la renovación del secuestro de carbono manteniendo los patrones históricos de explotación visibles, pero no funcionales), en la mayoría de los casos los servicios de los ecosistemas de ambas categorías son mutuamente excluyentes. Schumann y Joosten<sup>166</sup> ofrecen un panorama general de los servicios y las metas que son difíciles de conciliar. En el Anexo III se presentan los principales conflictos, compensaciones y sinergias que pueden surgir.

La *posibilidad* de reinstalar los servicios de los ecosistemas deseados depende de lo siguiente:

- si se han producido cambios irreversibles en la turbera en sí misma (por ej., pérdida de especies, cambios en la hidráulica del suelo) o en su entorno más amplio (por ej., la hidrología del paisaje, el clima), que hacen imposible la restauración; y
- si resulta posible combinar las metas identificadas.

La determinación de qué resulta posible restaurar depende no solo de las capacidades científicas y técnicas, sino también de oportunidades y limitaciones institucionales, normativas, económicas, políticas y sociales.<sup>32</sup> Esto significa que el proceso de establecimiento de objetivos —junto con los conocimientos científicos y técnicos— también requiere una adecuada comprensión de los intereses y planes de los restantes interesados directos. Por lo tanto, el establecimiento de objetivos debe incluir siempre un proceso iterativo de formulación de objetivos y análisis de problemas.

## Compromisos e incompatibilidad de objetivos: un ejemplo de Indonesia

“A fin de promover la sostenibilidad a largo plazo, se requiere y se promueve la rehumidificación y la revegetación, pero para cumplir con el requisito de ‘revitalización’, los organismos (agencias) gubernamentales a menudo recurren a compromisos que conducen a soluciones menos sostenibles. Los organismos suelen poner en práctica programas que promueven la plantación en turba rehumidificada de cultivos como café (verde), cacao, *pinang*, coco, plátanos, *cempedak*, *jengkol*, maíz, *duku*, el durión, naranjas, pimienta, piña, platanillo, caucho y fruta del dragón. Sin embargo, todos ellos son cultivos de secano que requieren al menos 30 a 40 cm de drenaje, por lo que el grado de rehumidificación para estos cultivos es limitado. Al mismo tiempo, los canales se mantienen abiertos y los bloqueos de canales están equipados con aliviaderos para facilitar el paso de pequeñas embarcaciones. Esto ocasiona una serie de problemas, así como insostenibilidad a largo plazo.”<sup>50</sup>

Una vez que se han identificado todos los objetivos posibles, se deben elegir los objetivos finales y formularlos de la forma *más concreta posible y en orden de prioridad* para:

- identificar los métodos de restauración apropiados y eficaces (diferentes objetivos pueden requerir diferentes métodos);
- establecer prioridades entre objetivos posiblemente antagónicos (con demasiada frecuencia, se formulan objetivos irreconciliables); y
- permitir un monitoreo y una evaluación eficaces (no se puede evaluar la consecución de objetivos no especificados).

“La restauración ecológica es una ciencia complicada y multifacética, en la que hay que tener en cuenta factores ecológicos, sociales, económicos y políticos. Limitándonos a plantar plántulas o a detener los incendios, no abordamos los problemas que condujeron a la degradación inicial. Si no tratamos de entender estas ‘barreras’ y desarrollar soluciones para ellas, la restauración será efímera y superficial.”<sup>145</sup>

En los siguientes capítulos se analizan algunos de los objetivos predominantes de la rehumidificación/restauración de turberas, es decir, respectivamente, la adaptación al cambio climático y su mitigación; la conservación de la biodiversidad natural; el mantenimiento de la productividad y los medios de vida (paludicultura); y la mejora de la calidad del agua, el suministro de agua y el control de inundaciones.

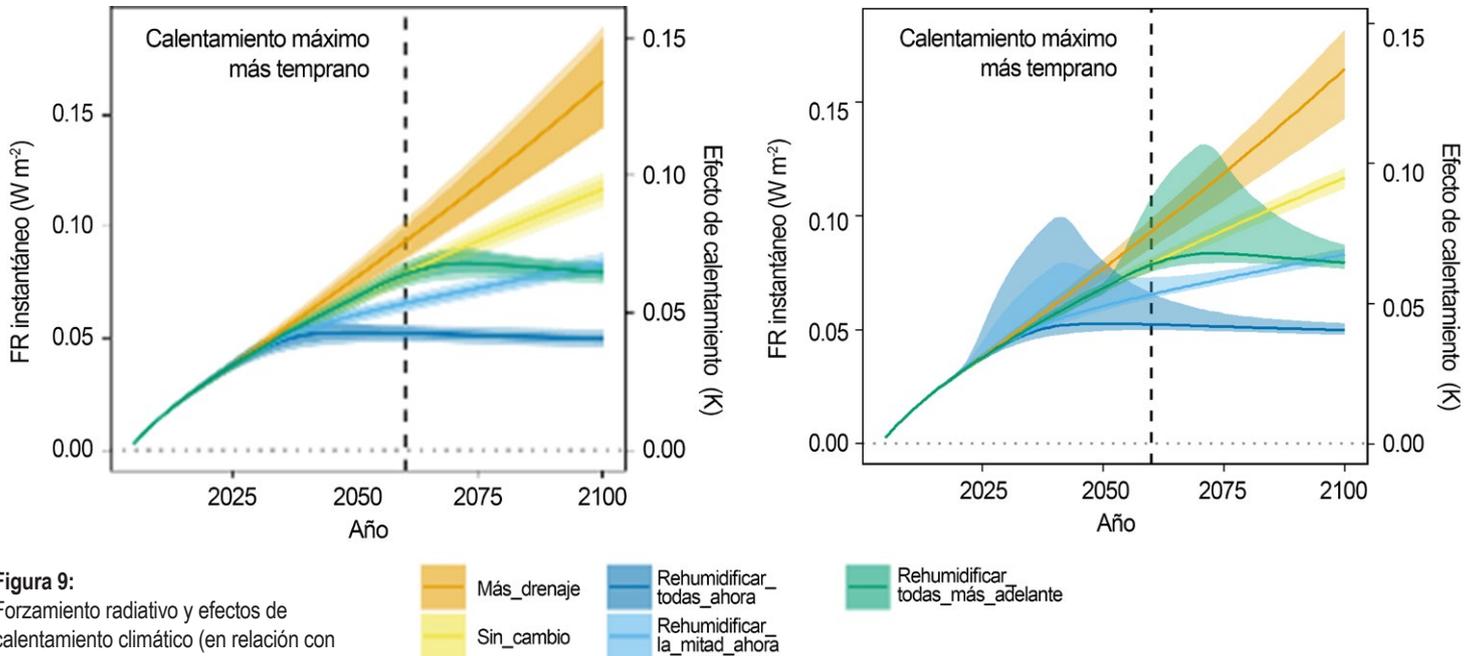
## 4.2. Restauración de turberas para la adaptación al cambio climático y su mitigación

Una de las razones más importantes para rehumidificar y restaurar las turberas es la mitigación del cambio climático.<sup>59</sup> Las enormes emisiones de las turberas drenadas y degradadas de algún otro modo pueden reducirse significativamente elevando los niveles freáticos medios a largo plazo hasta cerca de la superficie y restaurando los sitios degradados no drenados.

Mientras la capa freática esté por debajo de la superficie la relación entre el nivel freático medio y las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la oxidación microbiana de la turba es en gran medida lineal: cuanto más profunda es la capa freática, mayores son las emisiones.<sup>26, 27, 73, 74, 214</sup> Esto significa que aproximadamente la mitad de estas emisiones pueden reducirse elevando el nivel freático a la mitad de la profundidad anterior por debajo de la superficie.

En cuanto la capa freática se asienta en la superficie y por encima de ella, parte del material vegetal muerto se descompone anaeróticamente, lo que da lugar a la emisión de metano ( $\text{CH}_4$ ), que es un gas de efecto invernadero 28 veces más potente que el  $\text{CO}_2$ .<sup>81</sup> En general, la rehumidificación de las turberas drenadas produce beneficios rápidamente porque el efecto global de los gases de efecto invernadero (expresado como los flujos combinados de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y carbono orgánico disuelto [DOC]) es muy positivo para el clima, en comparación con la situación anterior de la turbera drenada.<sup>96, 214</sup>

La rehumidificación siempre conducirá a un restablecimiento de las emisiones de metano. Sin embargo, incluso en los casos en los que la rehumidificación conduce a un pico inicial de metano desproporcionadamente grande (por ej., por la descomposición anaeróbica de la vegetación de las tierras secas que mueren), los efectos climáticos a largo plazo de la rehumidificación son mucho más positivos que mantenimiento del *statu quo* de la turbera drenada. Esto se debe a que el CH<sub>4</sub> tiene un período de permanencia en la atmósfera mucho más breve en comparación con el CO<sub>2</sub> y el N<sub>2</sub>O, que se acumulan constantemente en la atmósfera, mientras que las concentraciones atmosféricas de CH<sub>4</sub> alcanzan rápidamente un estado estable (Figura 9).



**Figura 9:** Forzamiento radiativo y efectos de calentamiento climático (en relación con 2005) del manejo mundial de las turberas sin (izquierda) y con (derecha) un pico inicial de metano 10 veces mayor durante 5 años después de la rehumidificación. **Más drenaje:** La superficie de turberas drenadas sigue aumentando entre 2020 y 2100 al mismo ritmo que entre 1990 y 2017; **Sin cambio:** La superficie de turba drenada se mantiene en el nivel de 2018; **Rehumidificar todas ahora:** Todas las turberas drenadas se rehumidifican en el período 2020-2040; **Rehumidificar la mitad ahora:** La mitad de las turberas drenadas se rehumidifican en el período 2020-2040; **Rehumidificar todas más adelante:** Todas las turberas drenadas se rehumidifican en el período 2050-2070.<sup>63</sup>

Debido al efecto del metano, es oportuno: i) rehumidificar lo más pronto posible (es decir, entre 2020 y 2040) para evitar que las emisiones amplifiquen el nivel máximo de calentamiento global,<sup>63</sup> y ii) limitar las emisiones de metano en la mayor medida posible. Esto último se puede hacer:

- evitando las inundaciones prolongadas durante el verano (sin comprometer las capas freáticas a largo plazo para que estén aproximadamente cerca de la superficie);<sup>35, 41</sup>
- eliminando la biomasa fresca antes de la rehumidificación;
- evitando las plantas acuáticas sumergidas;
- inundando periódicamente con agua con sulfatos (por ej., ligeramente salobre);<sup>199</sup>
- removiendo la capa de hierba y la capa superficial del suelo (capa de 5-10 cm de espesor);<sup>66, 80, 199</sup> y
- estableciendo especies resistentes a la descomposición y formadoras de turba para reducir la entrada de material propenso a la metanogénesis, pero sin introducir “especies derivadoras” (*shunt species*).<sup>19, 24</sup>

La rehumidificación de las turberas tropicales y las turberas agrícolas fuera de los trópicos siempre tiene un importante y rápido efecto en relación con la mitigación del cambio climático. En el caso de las turberas boreales drenadas debido a la actividad forestal, el efecto climático de la rehumidificación puede ser comparativamente mucho menor y más lento,<sup>142</sup> y puede no ser tan directo debido a los efectos climáticos del albedo cambiante, por un lado<sup>117</sup> y, por otro, las importantes emisiones de CO<sub>2</sub> que se producen tras la tala rasa.<sup>78, 106</sup>

19 Las plantas vasculares estimulan las emisiones de CH<sub>4</sub> al permitir que el gas eluda la capa superior oxigenada del suelo moviéndose a través de los tejidos de la planta. Las plantas que proporcionan este atajo entre la zona de las raíces y la atmósfera se denominan especies “derivadoras”.

Rehumidificación,  
enfriamiento por  
evaporación de agua y  
adaptación al cambio  
climático

La rehumidificación de las turberas no solo logra un enfriamiento global, sino también un enfriamiento local directo.<sup>215</sup> Esto se debe a las capas freáticas más elevadas (lo que incluye la formación de masas de agua), al cambio de la vegetación y al aumento de la conductividad térmica del suelo o la turba debido a la mayor humedad del suelo. Como resultado, se utiliza más energía solar radiante para la evaporación y menos para el calentamiento.<sup>100</sup> La escala del enfriamiento climático resultante dependerá de la forma en que la turbera esté insertada en el paisaje (será mayor en un entorno seco) y es más eficaz en los climas continentales.<sup>71, 93</sup>

### 4.3. Conservación de la biodiversidad natural

Uno de los principales objetivos de la restauración de las turberas es restablecer la calidad de los hábitats y biotopos de las turberas y, por tanto, desacelerar o detener la pérdida de biodiversidad.<sup>169</sup> Este es sin duda el objetivo principal de las turberas situadas en áreas protegidas (por ej., sitios Ramsar).

Aunque el número de especies que se encuentran en una turbera puede ser, en algunos casos, relativamente bajo, las turberas tienen una mayor proporción de especies especializadas y características que los ecosistemas de tierras secas de la misma zona biogeográfica. Como resultado del aislamiento y la heterogeneidad del hábitat, las turberas desempeñan un papel especial en el mantenimiento de la biodiversidad a nivel genético.<sup>131, 132, 133</sup> Cualquier introducción de especies (véase la sección 6.4.) debe tener muy en cuenta esta diversidad genética. En la medida de lo posible, deberían utilizarse reservas locales de propágulos para la reintroducción de especies, con el fin de evitar que se alteren las diferencias regionales en cuanto a la diversidad genética.

Además, las turberas pueden tener una gran diversidad de ecosistemas,<sup>20</sup> que se refleja en llamativos patrones de superficie en varias escalas jerárquicas y espaciales, que expresan cientos o miles de años de compleja auto organización y autorregulación.<sup>23</sup>

Las turberas también apoyan la biodiversidad mucho más allá de sus límites, ya que regulan la hidrología y el mesoclima de las zonas adyacentes. Las turberas suelen ser las últimas áreas relativamente naturales que quedan en los paisajes degradados. Por ende, proporcionan tanto zonas de refugio para especies amenazadas con una distribución originalmente mucho más amplia (por ej., los grandes simios en Asia tropical y África) como refugios frescos para especies desplazadas por el cambio climático.<sup>131, 132, 133</sup>

Centrar la restauración en los hábitats y especies más amenazados, vulnerables y raros de las turberas activas (protegiendo al mismo tiempo los hábitats y especies más comunes pero representativos) puede aumentar la eficacia en función de los costos de las acciones de restauración para la conservación de la biodiversidad mundial de las turberas activas.<sup>108</sup>

#### Naturalidad

La conservación de la naturaleza es posiblemente el objetivo más difícil de la restauración de turberas, debido a la incompatibilidad inherente de ambos conceptos: la restauración consiste en una acción deliberada mientras que la naturaleza es un desarrollo espontáneo. La conservación de la naturaleza no se enfoca solo en los resultados (por ej., la conservación de una especie), sino también en *cómo* se consiguen (es decir, de la forma más espontánea).<sup>38</sup> En la conservación de la naturaleza, los “medios” son una parte implícita de los “fines”. Cada acción de restauración disminuye la espontaneidad, o la naturalidad, del resultado.

En principio, hay tres niveles básicos de artificialidad creciente (naturalidad decreciente) relacionados con las acciones de conservación deliberadas:

1. *no hacer nada*: medidas defensivas (prohibiciones y otras acciones de manejo externas) para evitar perjuicios, por ejemplo, la instalación de zonas de amortiguación hidrológica alrededor de la turbera,<sup>196</sup>



20 De acuerdo con la definición establecida en el artículo 2 del Convenio sobre la Diversidad Biológica, <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>.

2. *acción por única vez*: actividades realizadas una sola vez para mejorar las condiciones, como por ejemplo, bloquear zanjas y construir diques; y
3. *acción continua*: medidas periódicas (regulación prescriptiva) para mantener las condiciones favorables (manejo interno); por ejemplo, la siega anual o el pastoreo permanente.

La pregunta fundamental de la restauración para la conservación de la naturaleza es: ¿qué medios están justificados para alcanzar qué fines? Si todos los medios están justificados, se pierde la diferencia entre un área de conservación de la naturaleza y un jardín botánico o un zoológico. Por el contrario, la restauración para la conservación de la naturaleza debe restringir al mínimo indispensable la intensidad y la frecuencia de las técnicas empleadas. Las siguientes directrices<sup>85</sup> pueden aplicarse a la restauración para la conservación de la naturaleza:

- Distinguir entre fines y medios. La introducción de especies es siempre un medio (similar al uso de un dispositivo como una máquina segadora), y no es nunca el objetivo de la conservación de la naturaleza. La introducción puede dar lugar a una mayor biodiversidad, pero siempre a expensas de la naturalidad.
- Limitar las actividades a “no hacer nada” (medidas defensivas que eliminan ciertas prácticas) y a la “acción por única vez”.
- La “acción continua” se justifica únicamente si se mantiene el manejo a largo plazo con la misma intensidad o con una intensidad menor (por ej., frecuencia de siega, intensidad de pastoreo) y la misma artificialidad o una artificialidad menor (por ej., sustituir la siega por el pastoreo, o el manejo del agua por el manejo de la vegetación).
- Se pueden hacer excepciones cuando, de lo contrario, y como resultado de las actividades humanas, los fenómenos naturales dejarían de existir globalmente.

Además de las razones conceptuales, también hay razones prácticas para limitar la artificialidad. Los tres niveles de artificialidad creciente también tienen una eficacia en función del costo decreciente y un riesgo creciente de pérdida de la inversión. Mientras que solo se invierte una vez en medidas realizadas una sola vez, los costos acumulados del manejo continuo (es decir, la resistencia a la evolución natural y espontánea) son prácticamente infinitos, y cualquier inversión anterior se pierde una vez que se abandona el manejo.

## 4.4. Garantizar la productividad: la paludicultura y los medios de vida

La garantía de la productividad se relaciona con el concepto central de “uso racional” de la Convención. La mayor parte de la degradación de las turberas se debe a la agricultura y la silvicultura en turberas drenadas; es decir, se han drenado las turberas para proporcionar alimentos, forraje, fibra y combustible. Debido a la necesidad de rehumidificar 50 millones de hectáreas de turberas degradadas en todo el mundo de aquí a 2050/2070, y la creciente demanda mundial de biomasa (para mejorar el bienestar de una población mundial creciente y para sustituir todos los recursos fósiles basados en el carbono), no pueden abandonarse todas estas zonas después de la rehumidificación (Figura 8). Cuando la restauración de un hábitat de turbera seminatural no resulta factible y debe continuar el uso productivo, el uso de la tierra existente basado en el drenaje tiene que ser sustituido por un uso de la tierra que no requiera drenaje;<sup>92, 97</sup> es decir, por la “paludicultura”<sup>2147, 210</sup>.

### ¿Qué es la paludicultura?

La paludicultura es un sistema agrícola y forestal que tiene como objetivo la producción de productos básicos de origen vegetal o animal en las turberas, preservando al mismo tiempo las reservas de carbono de la turba y minimizando las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo de turba. La consecución de estos objetivos no solo depende de los cultivos que se produzcan, sino sobre todo de las condiciones de producción, con humedad permanente y sin dañar el suelo de turba.<sup>22</sup>

21 <https://www.ramsar.org/document/resolution-xiii13-restoration-of-degraded-peatlands-to-mitigate-and-adapt-to-climate-change>.

22 Declaración final de la Conferencia de Recursos Renovables de Turberas Húmedas y Rehumidificadas (RRR2017): [http://www.imcg.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=287&id=1552073692](http://www.imcg.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=287&id=1552073692).

La paludicultura *no se centra* en la conservación de la naturaleza, pero sus prácticas pueden *contribuir* a la conservación de la naturaleza mediante la creación de nuevos humedales, y como una etapa intermedia entre el drenaje para uso agrícola y la conservación de la naturaleza. La paludicultura puede, por ejemplo, contribuir a la eliminación de nutrientes y al manejo de la vegetación<sup>175, 176</sup> y actuar como amortiguador alrededor de las áreas de conservación húmedas o como corredor entre ellas.

## 4.5. Mejora de la calidad del agua, suministro de agua y control de inundaciones

El suministro de agua potable de buena calidad a partir de cuencas dominadas por la turba se limita generalmente a las turberas sometidas a poco drenaje y uso humano. Los sitios más perturbados liberan cantidades importantes de ácidos húmicos, nitrógeno, azufre, metales pesados y sólidos en suspensión,<sup>138, 155</sup> mientras que el bloqueo de los drenajes generalmente conduce a una reducción sustancial de la salida de esas sustancias.<sup>21, 127, 180, 203</sup> Además, la simple revegetación de la turba desnuda puede reducir drásticamente la pérdida de partículas de carbono.<sup>182</sup>

La desnitrificación como proceso de eliminación de nitratos se produce cuando el agua rica en nitratos entra en contacto con la turba anóxica saturada de agua.<sup>28, 70</sup> La eliminación de la materia orgánica, los sólidos, el fósforo y el nitrógeno del agua entrante es una función de la vegetación de las turberas húmedas y, por lo tanto, se limita a los sitios no perturbados y poco perturbados (incluso debido a la paludicultura).<sup>93, 201</sup> En algunos casos, la restauración puede dar lugar a un aumento temporal del flujo de nutrientes hacia los cursos de agua aguas abajo, pero la liberación de nutrientes disminuye a largo plazo.<sup>126, 127</sup>

### Control de inundaciones

Dado que la acumulación de turba requiere niveles freáticos altos, la capacidad de almacenamiento disponible en las turberas activas poco perturbadas se llena rápidamente y el agua excedente se drena rápidamente en épocas de abundancia de agua.<sup>155, 182</sup> Por lo tanto, las turberas poco o moderadamente perturbadas suelen presentar niveles máximos de descarga, directamente relacionados con las precipitaciones. Sin embargo, los flujos superficiales en las turberas activas dominadas por esfagno son menores que en las turberas activas dominadas por otros tipos de vegetación o en las turberas activas degradadas, porque la “rugosidad” natural de la superficie frena el flujo de agua.<sup>53, 76</sup> La pérdida de la cubierta de esfagno y el aumento de la turba desnuda pueden aumentar el flujo máximo y reducir



los tiempos de retardo de la escorrentía, y pueden hacer que la escorrentía de las turberas activas de cobertor sea más irregular después del drenaje de la turba.<sup>168, 182</sup>

Solo los tipos de turberas activas en los que la capa de turba puede encogerse e hincharse con los cambios en el suministro de agua (“oscilación de la superficie de la turbera activa”) o que pueden almacenar una gran cantidad de agua en la superficie o sobre ella (por ej., en huecos y charcas) tienen un efecto “amortiguador” en la hidrología de la cuenca.

Después del drenaje, la descarga máxima se reduce fuertemente porque la capa de turba ya no está completamente saturada. Por otro lado, las turberas intensamente drenadas y los suelos de turba gravemente degradados aumentan nuevamente las tasas de carga máxima, debido al desarrollo de turba repelente al agua y a los horizontes del suelo estancados.<sup>217</sup> El restablecimiento de la función de control de las inundaciones requiere, por lo tanto, un conocimiento crítico de las condiciones hidrológicas.

En general, las turberas naturales pueden soportar inundaciones durante períodos más prolongados y, por lo tanto, en entornos favorables, pueden funcionar como áreas de retención, también después de la rehumidificación. La mitigación de las inundaciones es especialmente posible en las turberas no utilizadas o utilizadas para la paludicultura y, por lo tanto, menos vulnerables a las inundaciones.<sup>93</sup>



# 5. Planificación

Las medidas de restauración de las turberas deben planificarse cuidadosamente. Dado que los proyectos suelen conllevar actividades de gran envergadura con complejas consecuencias técnicas, operativas y administrativas, es aconsejable:

- hacer un **estudio de viabilidad** que sirva de base para la elección de los objetivos específicos y la evaluación de la viabilidad general de los trabajos de restauración necesarios; después, cuando se confirme la viabilidad;
- trazar un **plan estratégico** más concreto que describa detalladamente las condiciones, los objetivos y las medidas.<sup>30, 67, 68, 114, 158, 167, 194, 195, 206</sup>

Un **plan estratégico** podría, entre otras cosas, abordar lo siguiente:

- la ubicación y los límites del sitio, la topografía general, el entorno paisajístico, la geología e hidrología (dentro del sitio y en relación con los alrededores), el suelo (incluidos los tipos de turba y su profundidad), la flora, la fauna, la arqueología y la historia;
- el uso actual de las tierras, los usuarios, la titularidad y los arrendamientos, la disponibilidad de tierras y la infraestructura;
- el problema (¿por qué es necesaria la restauración?), con inclusión de las condiciones y los procesos (dentro y fuera del área) que condujeron al problema y los efectos de la falta de acción;
- los valores existentes de biodiversidad, arqueológicos, históricos y otros que deben ser protegidos;
- las metas y objetivos, rutas de desarrollo, procesos de dirección y metas intermedias;
- planes generales, calendarios y presupuestos (incluida la financiación disponible), y una estrategia para realizar correcciones a mitad de camino (adaptación);
- los materiales adecuados, los contratistas (deben tener experiencia en el trabajo con turberas y turba), las normas de rendimiento, los reglamentos de seguridad y el mejor momento para el acceso y la ejecución de los trabajos;
- las medidas e indicadores para el monitoreo, la retroalimentación periódica y la evaluación de los progresos;
- la protección a largo plazo y el mantenimiento y manejo continuos; y
- la gestión de imprevistos (meteorología, limitaciones prácticas) y contingencias.

En este capítulo abordamos algunos aspectos pertinentes para la planificación de la restauración.

## 5.1. Limitaciones jurídicas

En una fase temprana, debe procurarse la coordinación con las autoridades responsables para saber si se requieren permisos y es posible obtenerlos, o si se aplican restricciones. La legislación y las licencias pertinentes dependen en gran medida de las circunstancias nacionales y del tipo de actividades previstas. La legislación puede referirse, entre otras cosas, a la planificación física, a la conservación de la naturaleza, al manejo del agua para cambiar los patrones de drenaje y los niveles de agua, a la extracción o descarga de agua, al almacenamiento de agua, a la minería para la extracción de turba para construir represas y rellenar desagües, a la construcción de dispositivos de regulación del agua y a la eliminación de residuos para la importación de materiales de relleno o de construcción en el sitio.<sup>210</sup> En muchos países y casos, las propuestas de restauración pueden estar sujetas a una evaluación del impacto ambiental.

También es importante tener en cuenta los derechos, incluidas las tierras comunes, los derechos de paso, el turbario (el derecho a cortar turba para combustible en tierras comunes), los derechos ribereños, de minería, caza y pastoreo, la tenencia y la ubicación de instalaciones públicas existentes o previstas, como tuberías, torres de alta tensión, líneas eléctricas y carreteras.

Cabe señalar que los requisitos hidrológicos y los efectos de la rehumidificación pueden extenderse más allá de la zona del proyecto en sí misma.

## 5.2. Participación del público e implicación de los interesados directos

El éxito de la ejecución de un proyecto de restauración dependerá a menudo del apoyo y la aceptación del público, sobre todo de la comunidad local y de los interesados directos locales. La participación del público es esencial, sobre todo si es probable que haya preocupaciones sustanciales en relación con el proyecto previsto. Pueden consultarse orientaciones al respecto en el Programa de la Convención sobre comunicación, fomento de capacidad, educación, concienciación y participación (CECoP),<sup>23</sup> el conjunto de herramientas de CEPA del Convenio sobre la Diversidad Biológica,<sup>24</sup> Frogleaps,<sup>25</sup> y el Anexo IV del presente informe.

## 5.3. Costos, beneficios y financiación

A fin de cuantificar el efecto de la rehumidificación y la restauración de las turberas en el bienestar público, es necesario considerar todos los costos y beneficios. Este análisis debe incluir:

- Los costos directos de la rehumidificación técnica y la restauración, que dependen en gran medida de la ubicación, el tamaño, el diseño, la accesibilidad y la distancia a las fuentes de material. Los costos medios de planificación y construcción en Alemania son de 2.363 euros/ha,<sup>162</sup> mientras que los costos del programa indonesio de rehumidificación de 2 millones de hectáreas se estiman en 2.300 dólares/ha.<sup>65</sup> Se presentan órdenes de magnitud similares (con una amplia gama de valores) se presentan para el Reino Unido,<sup>9, 136</sup> Finlandia,<sup>108, 169</sup> los proyectos de restauración LIFE de la Unión Europea,<sup>3</sup> Canadá,<sup>157</sup> el proyecto ruso/alemán PeatRus, e Indonesia.<sup>34, 50, 211</sup>
- Los beneficios comercializables y no comercializables (bienes y servicios) que proporcionará el área restaurada (por ej., el efecto climático o los ingresos de la paludicultura).
- Los “costos de oportunidad”, es decir, la pérdida de bienes y servicios que pueden dejar de prestarse (por ej., el aceite de palma o el queso Gouda), la disminución del valor de la tierra y la pérdida de pagos de ayudas públicas.
- Los efectos externos, es decir, los efectos positivos y negativos de la restauración en el bienestar de un tercero.
- Los costos de la inacción.<sup>9, 52, 162</sup>

Mientras que los beneficios sociales de la restauración de las turberas pueden superar ampliamente los costos sociales, únicamente los costos y beneficios privados determinan la viabilidad de la restauración desde la perspectiva de un administrador de tierras individual (propietario o arrendatario).<sup>135</sup>

Muchos servicios de los ecosistemas son difíciles de valorar, y muchos menos tienen ya un “mercado” existente. Además, algunos valores (por ej., la vida humana y la justicia respecto de las generaciones futuras) no pueden ni deben medirse en términos monetarios. Por lo tanto, la valoración monetaria solo puede reflejar una parte del valor total.<sup>14, 209</sup> La valoración monetaria sigue siendo, sin embargo, útil para:

- sensibilizar sobre los costos sociales de la degradación de las turberas;
- mejorar la toma de decisiones mostrando los servicios no comercializables;
- optimizar la asignación eficiente de los recursos financieros; y
- justificar los pagos a los proveedores de servicios (pagos por los servicios de los ecosistemas).

23 <https://www.ramsar.org/es/actividad/el-programa-de-cecop-de-ramsar>

24 <https://www.cbd.int/cepa/toolkit/2008/cepa/index.htm>

25 [www.frog leaps.org](http://www.frog leaps.org)

Existe una gran variedad de mecanismos de financiación para la restauración de turberas, mientras que es previsible que surjan nuevos mecanismos en el contexto de los marcos normativos mencionados en el Capítulo 1.<sup>1194, 95, 208</sup> Las opciones de financiación pueden incluir:

- subvenciones gubernamentales/proyectos/planes de donantes internacionales bilaterales/multilaterales;
- copatrocinio público-privado;
- financiación de la restauración/rehabilitación posterior a la explotación (y exploración) por parte de las empresas que explotan recursos, de forma voluntaria o para cumplir con los requisitos legales;
- actividades de compensación/compensaciones (banco de hábitats) /adiciones;
- proyectos de depuración de aguas por parte de empresas proveedoras y depuradoras de aguas;
- pagos por servicios de los ecosistemas, incluidos créditos de emisión de carbono<sup>12, 175, 200</sup> y la financiación basada en resultados; y
- paludicultura: “ganar dinero con juncos y conseguir la rehumidificación gratis.”<sup>216</sup>



# 6. Técnicas de restauración

Para muchas regiones y situaciones, no existen orientaciones para la restauración. Por lo tanto, resulta útil consultar la información existente en otros ámbitos, incluidos varios manuales regionales,<sup>30, 44, 50, 62, 112, 114, 120, 147, 157, 169, 171, 173, 195, 206,183</sup> no para imitar ciegamente las medidas presentadas, sino para inspirarse y encontrar soluciones que se ajusten a las circunstancias locales.



Hay un gran número de manuales prácticos elaborados por la Agencia de Restauración de Turberas de Indonesia BRG disponibles en la dirección siguiente: <http://brg.go.id/panduan/>.

## 6.1. Principios generales

Del mismo modo que todas las turberas tienen importantes propiedades en común (Capítulo 1), algunos principios se aplican a toda la restauración de turberas.<sup>7, 40, 169</sup>

- La formación continua de turba requiere un aumento lento pero continuo del nivel del agua y, por lo tanto, la restauración de las turberas debe permitir y posibilitar ese aumento del nivel del agua. En el caso de las turberas activas *horizontales* (sección 3.1, Anexo II), por ejemplo, los manglares y las turberas activas de llanuras de inundación, los procesos independientes de la propia turbera (por ej., el cambio climático, la tectónica, el aumento del nivel del mar, la deforestación de la cuenca) son responsables de este aumento (relativo) del nivel del agua. En el caso de las turberas activas *inclinadas*, por ejemplo, las turberas altas y las turberas minerotróficas de percolación, la vegetación creciente y la turba “elevan” el nivel del agua al obstruir la salida de las aguas pluviales y subterráneas entrantes, respectivamente.
- La formación de turba requiere un estrecho intervalo de niveles de agua. La formación de turba se ve obstaculizada tanto por niveles de agua demasiado bajos, que potencian la oxidación de la turba, como por niveles de agua demasiado altos, que reducen la producción vegetal y aumentan la erosión por el agua.
- La humedad del suelo de turba tiene que ser casi permanente, porque la turba se descompone 10 veces más rápido cuando se drena la turba que cuando está suficientemente húmeda.
- La turba es casi tan liviana como el agua y, por tanto, se erosiona fácilmente por la acción del agua, las heladas y el viento si no está protegida por la vegetación. Por lo tanto, la restauración debe dispersar el flujo de agua en una zona amplia, y no concentrarlo, así como restablecer la vegetación en las superficies de turba desnudas.
- La turba es un material blando, que requiere el uso de maquinaria de baja presión sobre el suelo, adaptada para este modo de operación, y accionada por trabajadores experimentados.
- Las turbas ácidas y pobres en nutrientes se degradan más lentamente que las turbas alcalinas y ricas en nutrientes y, por lo tanto, suele ser más fácil restaurar las turberas ácidas y pobres en nutrientes. Del mismo modo, la turba ácida y pobre en nutrientes suele ser más adecuada para la construcción para la restauración.

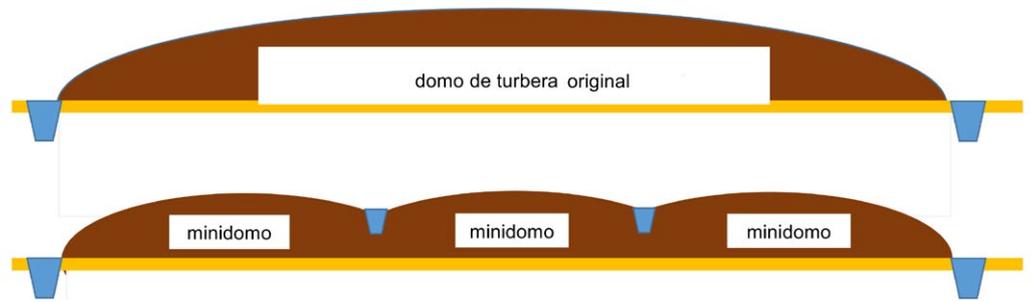


- En los climas tropicales cálidos, todos los procesos son más rápidos que en los climas más fríos, como el clima boreal: degradación de las turberas, degradación de las represas, pero también crecimiento de las plantas.
- La restauración práctica debe empezar por los componentes del ecosistema con mayor impacto funcional (es decir, los más inertes, Figura 4).
- El agua fluye de arriba a abajo. Para mantener el acceso, las actividades de rehumidificación (bloqueo) deben comenzar desde el punto más alto de la turbera y trabajar sucesivamente hacia abajo. La distancia entre bloqueos debe reducirse al mínimo para permitir una retención más eficaz del agua y para disminuir la velocidad y la diferencia de nivel de agua en cada represa/bloqueo.
- Para ahorrar costos, se prefieren los materiales locales (turba, madera, tepes, arena). Sin embargo, puede ser necesario usar materiales ajenos (madera dura, plásticos, metal) para construir dispositivos duraderos y con un rendimiento óptimo.
- La contaminación atmosférica puede limitar la restauración, especialmente el azufre procedente de la industria y el nitrógeno debido al tránsito, la industria y la ganadería. Los problemas de las emisiones atmosféricas solo pueden reducirse en parte mediante la eliminación de las fuentes cercanas al emplazamiento (a menos de 1 km) y, por lo general, es necesario reducir las emisiones en una zona más amplia (30 km y más) alrededor del emplazamiento.
- Con el tiempo, cualquier represa se deteriorará, será destruida (cuando las represas frustran el acceso local) o sus materiales de construcción pueden ser robados. El mantenimiento intensivo continuo no es realista. Por lo tanto, los sistemas de bloqueo deben construirse a fin de que sean intrínsecamente robustos y sigan siendo eficaces a lo largo del tiempo con un mantenimiento mínimo. Esto puede lograrse de la siguiente manera:
  - reduciendo la presión y el riesgo de erosión de cada represa, construyendo una cascada de represas con diferencias de nivel de agua inferiores a 0,10 - 0,25 m;
  - no permitiendo que el agua corra por encima de una represa; y
  - rellenando los canales (también parcialmente) para permitir que los canales crezcan, hagan subir el nivel del agua y reduzcan los pasos de agua y la presión sobre las represas.
- Dejar que la naturaleza haga el trabajo: en última instancia, la naturaleza debe restaurarse a sí misma; las personas solo pueden ayudar, pero no controlar totalmente.

En las siguientes secciones, presentamos las medidas de restauración que deben adoptarse, empezando por las intensidades de degradación más graves y pasando luego a las más leves (véase la sección 3.3.).

## 6.2. Relieve y erosión de las turberas

Cuando la masa de turba está fuera del equilibrio hidrológico, la restauración puede requerir obras de construcción a gran escala y, a menudo, mantenimiento permanente. Este es el caso, por ejemplo, cuando los márgenes de una turbera ombrotrofica se han vuelto más empinados debido al hundimiento, la oxidación, la erosión o la eliminación de la turba, lo que da lugar a una salida más rápida del agua.<sup>120</sup> En las zonas con una separación regular entre los diques o canales, el hundimiento puede dar lugar a la formación de minidomos (Figura 10) y las represas tendrán poco efecto más allá de su proximidad inmediata, dejando el centro de los minidomos demasiado secos.<sup>32</sup> El hundimiento continuará allí incluso después del bloqueo completo de los canales, hasta que se alcance un nuevo equilibrio.<sup>50</sup>



**Figura 10:** Formación de minidomos entre las zanjas de drenaje debido al hundimiento y la oxidación.

Una situación similar se aplica a los campos de extracción de turba molida, que generalmente tienen una superficie inclinada para permitir un drenaje eficaz, y deben ser aplanados para permitir una distribución uniforme del agua en toda la superficie.<sup>157</sup>

Las propuestas de “esculpir” la superficie de la turba en las turberas ombrotáficas fuertemente mutiladas hasta la posición del montículo de agua superior se basan en una falta de comprensión de la dinámica de la hidrología de las turberas (véase la sección 6.3.5).

En caso de alternancia de bajos y elevaciones como resultado de la variación de la profundidad de extracción de turba, el nivel de agua después de la rehumidificación debe garantizar la rehumidificación de las secciones elevadas, lo que implica la inundación de las zonas bajas. Estos sitios inundados pueden, con el tiempo, llenarse de vegetación formadora de turba (especialmente cuando el nivel del agua se eleva lentamente), recreando una única turbera activa con una superficie uniforme.<sup>112</sup> Sin embargo, a menudo persisten las aguas abiertas, lo que requiere medidas específicas para estimular el establecimiento de la vegetación (véase el Anexo V). El relieve solo podrá ser nivelado cuando no haya presentes valores importantes e irremplazables, por ejemplo, valores paleoecológicos e históricos.

Cuando las turberas están tan erosionadas que se han formado cárcavas profundas o solo se han salvado montículos aislados de turba, es necesario estabilizar y revegetar la turba desnuda. Pueden consultarse amplias orientaciones sobre el control de la erosión y la revegetación en las turberas ombrotáficas de cobertor erosionadas en<sup>148, 183</sup> y en la sección 6.4.3.

### 6.3. Intervenciones hidrológicas

A la hora de planificar intervenciones hidrológicas, las diferencias de altura dentro de la turbera y la ubicación de las estructuras de drenaje pueden identificarse mejor con un modelo digital para curvas de nivel de alta resolución basado en LIDAR (Light detection and ranging, por sus siglas en inglés) o, alternativamente, con imágenes aéreas y de satélite.<sup>42</sup> La verificación sobre el terreno puede identificar los drenajes que no son fácilmente visibles por teleobservación. Sobre el terreno, puede estudiarse la dirección de los flujos de las zanjas durante los periodos húmedos. La descarga de aguas subterráneas se observa mejor durante los periodos más secos y puede ser evidente por la presencia de películas de hierro y precipitaciones de hierro, por temperaturas del agua marcadamente diferentes de la temperatura del aire, indicadores químicos (por ej., pH, EC, Ca, Mg, Na, K, HCO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl)<sup>149</sup> y especies de plantas indicadoras.

Muchas turberas agrícolas y sitios de extracción de turba han sido drenados por drenajes subterráneos. Para garantizar que las actividades de rehumidificación no se vean comprometidas, las tuberías de desagüe que están en funcionamiento deben desconectarse excavando una zanja a través del sistema de desagüe y retirando algunos metros de tuberías de desagüe. En algunos casos, los desagües subterráneos quedarán efectivamente bloqueados por la retención de agua en los desagües principales (bloqueados). La ubicación de los desagües subterráneos puede obtenerse de antiguos mapas de drenaje, a partir de la vegetación alterada o de los administradores de las tierras.<sup>30, 206</sup>

### 6.3.1. Bloqueo y relleno de zanjas y canales



Los principales objetivos del bloqueo y relleno de zanjas y canales son: i) elevar los niveles freáticos, ii) restablecer el flujo superficial y terrestre, y iii) reducir la velocidad del flujo y evitar la erosión.<sup>160</sup> Si no se mantienen los desagües, estos tienden a menudo a atascarse con turba y vegetación desprendidas o pueden cerrarse por las actividades de los castores (cuando están presentes), pero el bloqueo activo acelera y mejora el proceso.

- Con respecto al bloqueo de los desagües, se dispone de buenas recomendaciones generales y directrices prácticas.<sup>7, 50, 62, 88, 114, 147</sup>
- Debe tenerse en cuenta que la población local puede utilizar los canales para la navegación o el transporte. Por lo tanto, debe alcanzarse un consenso sobre el bloqueo con la población local antes de comenzar.
- En los casos en los que el uso de las tierras adyacentes pueda verse afectado, la rehumidificación debe hacerse de forma gradual y se debe evitar la inundación de las tierras circundantes.

### Ubicación y espaciado de las represas

Pueden formularse las siguientes recomendaciones con respecto a la ubicación y el espaciado de las represas:<sup>7, 50, 112, 147, 183</sup>

- El enfoque más eficaz para determinar el número y la ubicación de las represas es analizar la topografía de la superficie mediante LIDAR. Como alternativa, se pueden utilizar técnicas de topografía tradicionales o un sistema de GPS diferencial.<sup>112</sup>
- La diferencia de niveles de agua aguas arriba y aguas abajo de la represa debe limitarse generalmente a 20-30 cm para reducir la presión y aumentar la eficacia. La consecuencia práctica es que a menudo se necesita una cascada de represas. Si las distancias (diferencias de altura) son demasiado grandes, el nivel freático en las principales partes de la turbera seguirá siendo demasiado bajo.

Se aplicó un nuevo método para posicionar bloqueos de canales mediante la combinación de un modelo hidrológico con algoritmos de optimización heurística a una turbera drenada de 931 km<sup>2</sup> en Sumatra (Indonesia). Los algoritmos ofrecieron sistemáticamente mejores resultados que los enfoques aleatorios o basados en reglas. Con solo 10 bloqueos, se obtuvo la misma cantidad de turba rehumidificada que con configuraciones aleatorias de 60 bloques. En el mejor de los casos, los algoritmos encontraron configuraciones que rehumidificaban siete veces más turba que los enfoques aleatorio y basado en reglas con el mismo número de bloqueos; en el peor de los casos, seguían siendo tres veces mejores que un enfoque aleatorio.<sup>191</sup>

### Materiales de contención y relleno

- En la medida de lo posible, deben utilizarse materiales locales para reducir al mínimo los costos de transporte. Un material obvio es la turba, dado su origen local, su baja permeabilidad, su bajo peso (en comparación con la arena, la grava y el hormigón), su fácil disponibilidad y su costo mínimo.
- La turba es menos adecuada i) en zonas muy húmedas y blandas, ii) en zonas secas, donde la turba se fragmenta y oxida fácilmente, iii) en drenajes empinados, donde la turba se erosiona fácilmente, iv) en lugares demasiado sensibles al acceso de maquinaria, y v) en drenajes muy anchos donde los grandes volúmenes de turba necesarios pueden afectar al aspecto visual del paisaje.
- Teniendo en cuenta el número de represas que pueden requerirse en algunos casos, se recomienda utilizar madera con moderación para evitar la deforestación. Las represas de turba compactada también son mucho más baratas que las represas de cajas de madera.
- El tamaño del desagüe determina las técnicas y los materiales adoptados, véanse los árboles de decisiones disponibles sobre el bloqueo de zanjas.<sup>7, 57, 114</sup> Sin embargo,

todavía existe un gran potencial de experimentación para aumentar la eficacia de la contención y reducir las necesidades de recursos.

- Además de la turba, se utilizan otros materiales para la construcción de represas, como tablaestacas de plástico, Perspex corrugado (poli (2-metilpropanoato de metilo)), madera contrachapada, piedras y fardos de residuos forestales. Debido a su poco peso, las placas de plástico son muy adecuadas para los lugares menos accesibles.<sup>30, 120</sup> Las estructuras de hormigón y acero son caras, tardan más en construirse, son pesadas y tienden a hundirse en la turba blanda.<sup>32</sup>
- Los fardos de brezo (o de otros tipos de residuos forestales) disminuyen la velocidad del flujo, atrapan los sedimentos y acaban por rellenar los desagües.<sup>7</sup>
- Para construcciones más sólidas, se puede utilizar la roca. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las rocas son pesadas y pueden hundirse en la turba y que las rocas calcáreas pueden cambiar las propiedades químicas de la turba. La arcilla es extremadamente impermeable pero también es generalmente básica y contiene muchos minerales que pueden dañar el esfagno.<sup>114</sup>

## Construcción de represas

Las consideraciones generales con respecto a la construcción de represas<sup>7, 30, 31, 32, 114, 157, 160, 169, 183, 206</sup> son las siguientes:

- Todas las zanjas deben estar bloqueadas; también hay que tener en cuenta los antiguos desagües obstruidos por la vegetación que todavía pueden conservar alguna función de drenaje. Las zonas bajas directamente adyacentes a los desagües (por ej., un camino o una senda) deben bloquearse si pueden convertirse en vías de flujo preferente.
- Las represas de turba pueden construirse manualmente, pero incluso en las zanjas pequeñas, las represas construidas a máquina se instalan más rápidamente.
- En la mayoría de los casos, las represas de turba serán adecuadas si se construyen correctamente, pero es posible que deban tener un núcleo impermeable de plástico, láminas de metal, madera, etc.
- Los recursos influyen de manera significativa en el material o los materiales seleccionados. Una pequeña represa de turba resulta económica si se dispone de mano de obra. Las represas de madera contrachapada son menos costosas que las de acero corrugado recubierto de plástico y ambas requieren recursos de mano de obra similares. Las grandes represas de plástico suelen ser menos costosas y se instalan en forma más rápida y sencilla que las represas de tabloncillos sólidos. Las grandes represas y los diques de fardos de brezo requieren el uso de maquinaria y un operario experimentado.

## Diseño y mantenimiento de represas

Se pueden distinguir varios tipos de represas según el tamaño y la función del desagüe, véanse<sup>7, 50, 63, 112, 114, 147, 183</sup> y la Nota Informativa de Ramsar N.º 11 sobre la restauración de turberas relacionada.<sup>88</sup>

- Si los medios disponibles son limitados, resulta tentador construir menos represas con mayores diferencias de altura. Sin embargo, cuanto mayor sea la diferencia de altura, mayor será la presión del agua y mayores serán los flujos de infiltración a través de la represa o alrededor de esta. Las diferencias de altura de más de medio metro resultan difíciles de mantener y pueden provocar una rápida erosión y la pérdida de la estructura de la represa.
- La vida útil de los bloqueos de las represas en los trópicos suele ser inferior a 10 años, demasiado breve para que se asienten el rebrote natural o la sedimentación en el canal aguas arriba, por lo que las represas deben ser sustituidas periódicamente. Para promover el rebrote de la vegetación, la construcción de la represa podría combinarse con el relleno parcial del canal aguas arriba y la plantación de especies leñosas tolerantes al agua.
- Las represas requieren inspección periódica y una organización de mantenimiento con capacidad para reaccionar rápidamente para reparar cualquier pequeño daño antes de que sea mayor.

“Dos de las seis represas construidas en el bloque C del ex megaproyecto de arroz (EMRP, por sus siglas en inglés) se derrumbaron debido a la fragilidad de las estructuras de madera utilizadas para retener la fuerte corriente de agua y el alto débito de agua dentro de la represa. Del mismo modo, varias represas construidas en el bloque A Noroeste del EMRP y en el Parque Nacional Sebangau, en Kalimantan Central, se doblaron, se inclinaron y se rompieron debido a la fuerte corriente, a la gran profundidad del agua y al exceso de infiltración de agua, por lo que no cumplieron su función de retener y elevar las capas freáticas superficiales y subterráneas cercanas. Algunas represas construidas en el EMRP también fueron destruidas por leñadores ilegales, pescadores y recolectores de productos forestales no madereros, ya que consideraban que las represas obstaculizaban su acceso para el transporte a los bosques interiores.”<sup>32</sup>

## Aliviaderos y derivaciones

Los aliviaderos y derivaciones, especialmente en los trópicos, ejemplifican la tensión entre la necesidad de mantener niveles freáticos altos en las turberas, la necesidad opuesta de drenar el exceso de agua y el deseo de mantener el acceso a una zona. La saturación de agua casi permanente que requieren las turberas vivas conduce a la consecuencia inevitable de que, en los momentos de exceso de agua, por ejemplo, en épocas de fuertes lluvia, el agua debe ser descargada de forma eficaz pero difusa para evitar la erosión. Por otro lado, en las turberas drenadas, deben restablecerse las condiciones naturales de las capas freáticas, lo que implica la interrupción de las oportunidades de transporte que las zanjas y los canales pueden haber estado proporcionando a las comunidades locales. Por lo tanto, es fundamental determinar por dónde *tiene* que salir el agua de la zona y dónde sería mejor que *no salga*<sup>34</sup> para resolver los posibles conflictos.

- La participación de la población local en la planificación, el diseño y la construcción de los bloqueos es importante para obtener su apoyo, pero no es garantía de que las represas estén a salvo de la intervención humana. Podrían considerarse pequeños canales de derivación para las represas de los canales que se utilizan frecuentemente para el transporte de mercancías o personas. Los tablones previstos para arrastrar las embarcaciones por la parte baja de una represa no han demostrado ser muy duraderos.

## Relleno

El relleno (es decir, el llenado completo de las zanjas/canales) es el método más eficaz para restablecer el nivel de agua de las turberas, especialmente en las turberas con una pendiente superior al 2 %, donde la mera construcción de represas no será suficiente para lograr la rehumidificación general.<sup>114</sup> El relleno requiere una buena cantidad de turba u otro material. Entre las recomendaciones para el relleno<sup>18, 19, 50, 62, 114, 120, 160, 172, 183</sup> puede mencionarse lo siguiente:

- Una alternativa a la turba es el serrín. El serrín es orgánico, bajo en nutrientes, absorbente, fácil de transportar y barato, está disponible localmente y cuenta con capacidad de carga.
- El relleno con fardos de fibra triturada es una buena opción en áreas silvestres o en áreas que carecen de turba o de relleno de suelo mineral, ya que se transportan fácilmente. Puede ser necesario utilizar otros materiales (por ej., bentonita o arcilla) para reducir las infiltraciones.
- Es necesario prestar atención a sellar las zanjas cavadas en suelos minerales muy permeables.
- El relleno evita que las zanjas o canales se utilicen como acceso, lo que puede ser beneficioso en las áreas de conservación. Sin embargo, la cría de peces en tramos de los canales ya no es una opción.

## Cárcavas

Las turberas que se están erosionando pueden presentar extensas áreas de turba desnuda, a menudo en cárcavas de gran profundidad. En las zonas más erosionadas se han utilizado geotextiles y resiembra, en algunos casos con hierbas de crecimiento rápido combinadas con la aplicación de cal y fertilizantes. Para el bloqueo de cárcavas, véase<sup>7, 9, 18, 183</sup>.



- El bloqueo de cárcavas tiene como objetivo principal detener la erosión, estabilizar la turba y permitir la deposición progresiva de sedimentos y la revegetación del fondo de la cárcava.

### 6.3.2. Diques y pantallas

Pueden utilizarse terraplenes o barreras alargados (como “lomos”, “bermas” y “diques”)<sup>88, 183, 206</sup> para restringir la pérdida de agua o retener las aguas abiertas:

- Los diques superficiales en la turba y sobre esta elevan el nivel del agua en la turba cuando las pendientes de las turberas se han vuelto demasiado pronunciadas (tras la extracción de la turba, el drenaje o el hundimiento).
- Los diques periféricos detienen la pérdida lateral de agua a través del drenaje superficial y la infiltración subsuperficial en el borde de un remanente de turba aislado (como aquel adyacente a los sitios de extracción de turba o las zanjas que no pueden ser bloqueadas), y a menudo deben resistir una gran presión de agua. Cabe señalar que los diques periféricos ponen un límite permanente a la turbera y dificultan su futura expansión.
- Se instalan diques con parapetos cuando la capacidad de almacenamiento de agua de la turba es demasiado baja (debido a la extracción, la degradación o la compactación de la turba) y el bloqueo de las zanjas ya no resulta suficiente para restablecer niveles freáticos altos y estables.<sup>206</sup> Estos se utilizan entonces para elevar el nivel freático *por encima* de la superficie como almacenamiento para limitar las fluctuaciones anuales del nivel freático.<sup>30</sup>
- Se utilizan diques de fardos de brezo o paja o troncos de bonote se aplican para reducir la erosión y los flujos de agua en las zonas de turba desnuda.<sup>20</sup>

Pueden consultarse consideraciones sobre el uso de diques de superficie y con parapetos en<sup>30, 88, 143, 157, 183, 188, 195, 206</sup>.

Puede utilizarse una pantalla de lámina para evitar que las aguas subterráneas salgan de una reserva natural, o que ingresen aguas ricas en nutrientes de las tierras circundantes. También pueden utilizarse para evitar el flujo de aguas subterráneas entre compartimientos adyacentes con diferentes niveles de agua. Cuando el subsuelo se encuentra en una parte menos permeable del perfil de la turba, estas pantallas pueden ser muy eficaces.<sup>195</sup> Si la pantalla sella completamente el acuífero subyacente, resuelve el problema de las pérdidas por infiltración de una sola vez (véase la sección 6.3.3), pero esto solo es práctico desde el punto de vista técnico y financiero cuando el acuífero subyacente es poco profundo.

### 6.3.3. Reducción de fugas

En las turberas situadas sobre sustratos permeables (lechos de roca porosa, arenas y limos) puede producirse pérdida de agua por infiltración vertical hacia un acuífero subyacente cuando:



- la carga de las aguas subterráneas ha sido reducida por el drenaje agrícola regional, la extracción de aguas subterráneas o la explotación de canteras (cuando se realiza una deshidratación para facilitar la extracción);<sup>120</sup> y
- la resistencia a la infiltración descendente en la turbera ha disminuido debido a los canales y zanjas y a la remoción de capas gruesas de turba.<sup>165, 206</sup>

Al aprovechar los suelos arenosos subyacentes más permeables, las zanjas de drenaje en la propia turba también pueden reducir la altura de las aguas subterráneas e influir en el nivel freático en una zona mucho más amplia que las zanjas en la turba menos permeable.<sup>169</sup>

Los sitios en los que a infiltración descendente es concentrada pueden obstruirse aportando turba u otro material impermeable (arcilla, bentonita).

Si la infiltración descendente es un fenómeno difuso como resultado de una marcada reducción de la resistencia hidráulica o las cargas hidráulicas regionales, la elevación del nivel freático en un macizo de turba residual requerirá la elevación del nivel de agua en los terrenos circundantes (turberas, tierras de cultivo, etc.,<sup>206</sup> véase la sección 6.3.4).

#### 6.3.4. Hidrología fuera del sitio y zonas de amortiguación

En muchos casos, la mejora de la hidrología local mediante el bloqueo de zanjas dentro de la turbera es insuficiente para restablecer las condiciones hidrológicas y es necesario tomar medidas adicionales en el exterior.

La eficacia de las zonas de amortiguación para reducir las pérdidas de agua en la zona del proyecto depende del tamaño de la zona, de la situación geohidrológica, de la resistencia vertical de la turba residual (que depende principalmente del espesor de la turba residual) y de la diferencia de carga hidráulica entre la zona del proyecto y la zona circundante.<sup>195</sup> La extensión, la constitución y la naturaleza de una zona de amortiguación externa pueden determinarse más adecuadamente mediante una modelización hidrológica tridimensional y no estacionaria.<sup>196</sup>

Si es necesario restaurar la descarga de agua subterránea regional en la turbera, se deben elevar los niveles de agua subterránea regional reduciendo el drenaje y la extracción de agua subterránea en la zona de captación.<sup>103</sup> Pueden consultarse ejemplos de recuperación de la vegetación y de las flores después de restaurar la descarga de aguas subterráneas artesianas mediante la reubicación de la extracción de aguas subterráneas en <sup>124, 197</sup>.

#### 6.3.5. Oxidación y extracción de turba

Tal vez el enfoque más sencillo sugerido para la rehumidificación de las turberas sea la estrategia de no intervención; es decir, permitir que el hundimiento ajuste la forma desequilibrada del cuerpo de turba a la posición del nivel de agua en el macizo de la turbera.

Sin embargo, la presunción de que la superficie de la turba que se está perdiendo se equilibrará en algún momento en la zona de saturación permanente es cuestionable en el caso de los restos de turberas altas en los que ya no prevalecen las condiciones del acrotelmo. Cuando la turba superior haya oxidado hasta la posición del nivel de agua anterior a la pérdida, la posición de la capa freática se habrá hundido por debajo de la nueva superficie de la turba en respuesta a los períodos de sequedad: a medida que la superficie de la turba se hunda, la zona de saturación permanente también se hundirá por debajo. La consecuencia final de un escenario de “oxidación natural” será la pérdida de todo el depósito de turba ombrotrofica (alimentada por la lluvia). Asimismo, la opción de revista la turba hasta la posición prevista del montículo de agua en un remanente de turba está sujeta a los mismos problemas.<sup>206</sup>

En el caso de las turberas situadas en depresiones cerradas, la oxidación de la turba puede conducir a un restablecimiento de las condiciones como humedal. Sin embargo, la formación de turba se verá dificultada por la ausencia de un nivel de agua continuamente creciente (véase la sección 6.1).

#### 6.3.6. Suministro de agua externo

Un enfoque alternativo a los problemas de retención de agua es regar los macizos de turba directamente con agua. Este enfoque se ha probado de forma limitada y debería evitarse por no ser sostenible. Sin embargo, se puede considerar el aumento artificial de la aportación de agua (“bombeo”):

- para proporcionar un aporte inicial de agua con el fin de “poner en marcha” el sistema;
- para mantener las zonas húmedas como medida temporal antes de que se puedan adoptar las medidas correctivas completas; y
- para preservar artefactos arqueológicos y valores paleoecológicos.<sup>206</sup>

Evidentemente, si se aplica este enfoque, solo debe utilizarse agua de la calidad adecuada. La utilización de aguas superficiales procedentes de una zona agrícola circundante o de aguas fluviales puede dar lugar a graves problemas de calidad del agua, como la contaminación y el enriquecimiento en nutrientes,<sup>198</sup> que podrían solucionarse con una depuración biológica o química previa.

### 6.3.7. Restauración del acrotelmo

El mecanismo más importante de autorregulación hidrológica en las turberas altas (es decir, tanto en las turberas altas de esfagno del hemisferio norte y Tierra del Fuego como en los bosques pantanosos de turba tropicales abovedados de Asia sudoriental, la cuenca del Congo y la Amazonia occidental) es el “acrotelmo”, la capa de turba y de vegetación con una estructura particular. El acrotelmo se caracteriza por su permeabilidad horizontal al agua, que disminuye rápidamente con la profundidad. Esta marcada diferenciación implica que cuando los niveles freáticos suben, el agua fluye cada vez más en capas con mayor permeabilidad. Como resultado, el exceso de agua fluye rápidamente pero de forma difusa, es decir, sin causar erosión. En caso de descenso del nivel freático, la salida horizontal de agua se concentra cada vez más en capas con menor permeabilidad. Si el nivel freático ha descendido lo suficiente, la descarga de agua horizontal puede incluso detenerse por completo. Al mismo tiempo, el acrotelmo tiene una gran estoratividad, lo que significa que las pérdidas de agua por evapotranspiración solo provocan un descenso relativamente reducido del nivel freático.

En las turberas ombrotáficas de esfagno de las zonas boreales y templadas, el acrotelmo se compone de la capa superior de biomasa de turba suelta y de la turba apenas descompuesta situada inmediatamente debajo de esta. En los pantanos de turba tropicales abovedados, el acrotelmo está formado por árboles que crecen sobre montículos de material radicular y hojarasca. Alrededor de los árboles con raíces con contrafuertes y fúlcreas, se establecen montículos especialmente grandes (de más de 0,4 m de altura), en los que las raíces contrafuertes y fúlcreas son elementos adicionales que restringen el movimiento del agua por el suelo del bosque. De este modo, se retrasa la escorrentía y el agua se almacena en las depresiones entre los montículos y detrás de los contrafuertes (Figura 4).<sup>33</sup>

Para la restauración de las “turberas ombrotáficas de acrotelmo” es esencial que se vuelvan a desarrollar las estructuras vegetativas y de microrrelieve pertinentes. En el caso de las turberas altas de esfagno, esto significa que hay que restaurar la vegetación con las especies de esfagno “adecuadas” (solo un puñado de especies de *Sphagnum* pueden construir un acrotelmo eficaz). En el caso de los domos de turba tropicales, debe restablecerse una cubierta forestal con especies arbóreas que desarrollen montículos efectivos o con raíces contrafuertes o fúlcreas<sup>33</sup> (véase la sección 6.4.1).



## 6.4. Plantas y vegetación

Las plantas son los componentes más importantes de una turbera porque proporcionan la materia orgánica que forma la “turba”. Además, son un objetivo principal para la restauración centrada en la biodiversidad. Tras el restablecimiento de los “ingenieros ecosistémicos” autóctonos (los principales reguladores y formadores de turba), el resto de la biodiversidad puede surgir espontáneamente con el paso del tiempo. Por lo tanto, la gestión de la restauración debería centrarse primero en estos ingenieros ecosistémicos.

El restablecimiento de la vegetación palustre o formadora de turba es, después de la restauración de la hidrología (rehumidificación), el segundo principio más importante de la restauración de las turberas. Una cubierta vegetal aumenta la humedad del suelo y del aire y ralentiza la descomposición de la turba. Por el contrario, sin cobertura vegetal, la turba se seca rápidamente y se vuelve más vulnerable a los incendios, especialmente en los periodos secos.<sup>50</sup>

En las turberas, las superficies drenadas desnudas creadas por la extracción de turba, la agricultura, los incendios de turberas y otros tipos de erosión de la turba son difíciles de revegetar porque la turba desnuda es muy susceptible a la erosión por las heladas, el viento y la lluvia, y suele ser inestable. Además, las temperaturas superficiales en las turberas secas pueden aumentar mucho en verano (hasta más de 70 °C en Europa Central).<sup>37</sup> La turba vieja restante que queda expuesta no suele tener un banco de semillas útil y, además, en el caso de las extensas superficies desnudas, las zonas que pueden proporcionar semillas, frutos o esporas adecuados para la reproducción pueden estar muy lejos.<sup>183</sup>

El enfoque de la revegetación de estas zonas depende del tipo de turbera, del estado de degradación y de los planes más amplios para la zona. Si quedan restos de la vegetación original, la rehumidificación puede ser suficiente para permitir la regeneración natural. La revegetación de la turba desnuda en los taludes puede requerir la aplicación de cal, fertilizantes y un cultivo de protección (por ej., compuesto por gramíneas ornamentales) para estabilizar la superficie de la turba rápidamente y proporcionar las condiciones para el restablecimiento de las especies vegetales nativas de la turbera.<sup>168</sup>

#### **6.4.1. Reforestación de bosques pantanosos de turba tropicales**

La reforestación de los bosques pantanosos de turba tropicales no solo es necesaria para proporcionar un hábitat para las especies típicas y restablecer una vegetación formadora de turba (que produce turba con sus raíces de madera), sino también a menudo para restaurar la hidrología de las turberas. Concretamente, en las turberas con forma de domo alimentadas por la lluvia, como en Asia Sudoriental y también en África y América del Sur, los árboles son indispensables para desacelerar el flujo de agua sobre la superficie. Esto crea capacidad de almacenamiento sobre el suelo para el agua sobrante de la estación húmeda, permitiendo que el domo de turba se mantenga húmedo durante la estación seca.<sup>33</sup>

Por lo tanto, para restaurar la hidrología y detener la degradación de las turberas, se requiere el restablecimiento de los bosques. La ubicación, la densidad y las especies que se planten deben ser compatibles con las intensidades de flujo de agua locales. En las zonas con un alto volumen de descarga, son más prometedoras las especies tolerantes a las inundaciones o flotantes que forman una vegetación con un alto nivel de conducción. Las zonas con un bajo volumen de descarga son lugares preferibles para plantar árboles que formen contrafuertes y montículos para aumentar la rugosidad de la superficie y el almacenamiento en las depresiones (pequeños huecos que almacenan el agua de lluvia). Mientras que el desarrollo de estas estructuras forestales naturales llevará decenios, los montículos y caballones o lomos construidos artificialmente pueden mitigar los efectos de una pendiente excesivamente pronunciada, reduciendo la velocidad de la escorrentía en las zonas fuertemente hundidas. Los montículos también facilitan el establecimiento de plántulas de árboles en zonas con grandes fluctuaciones del nivel freático. Por lo tanto, para que la rehumidificación y la restauración resulten exitosas, el cierre de las vías de drenaje artificiales debe combinarse con el restablecimiento de una cubierta arbórea.<sup>34</sup>

#### **Barreras que impiden la regeneración**

Cuando las perturbaciones en los bosques pantanosos de turba tropicales han sido tan extremas que la mayoría de los árboles han desaparecido, el paisaje pasa a estar dominado por helechos, cárices y arbustos. Las condiciones hidrológicas alteradas y el fuego son en estas condiciones probablemente las principales “barreras que impiden la regeneración” para la recuperación espontánea del bosque.<sup>146</sup> Otras barreras son la falta de fuentes de semillas y de dispersores, la baja disponibilidad de nutrientes en el suelo, la competencia entre las plántulas de árboles y la vegetación no leñosa, el aumento de la intensidad de la luz y las inundaciones estacionales.<sup>34, 51, 56, 145</sup>

Es importante abordar estas causas subyacentes y decidir si la reforestación se llevará a cabo mediante la regeneración natural asistida o la replantación o una combinación de ambas. En general, la regeneración natural resulta preferible, pero puede ser lenta y desigual (según las condiciones del lugar), mientras que la replantación (plantación de enriquecimiento) puede generar resultados más rápidos, pero es más cara y, a largo plazo, puede ser menos resiliente.<sup>88, 147</sup> Las especies utilizadas deberán ser capaces de soportar i) la exposición a la luz solar directa, ii) la desecación en los meses secos y iii) cierto grado de inundación en la estación húmeda. Por lo tanto, muchas especies de los bosques pantanosos de turba maduros no serán adecuadas y la elección de las especies para la fase inicial de plantación debería centrarse en aquellas con una amplia tolerancia ecológica, como las especies colonizadoras.<sup>147</sup>



Imagen de Mahyudi *et al.* 2017.<sup>122</sup>

Una vez que las especies colonizadoras están bien establecidas, se pueden plantar especies con capacidad de regulación hidrológica y de formación de turba, o bien estas pueden establecerse a partir de la dispersión natural de semillas; en otras palabras, la restauración debe hacerse por etapas. Hasta la fecha, se dispone de poca información sobre las especies que deben seleccionarse para determinados lugares y condiciones de emplazamiento, y sobre cómo puede mejorarse su establecimiento y crecimiento. Deben utilizarse especies beneficiosas (es decir, aquellas que producen productos forestales madereros o no madereros valiosos) cuando las zonas de restauración estén situadas cerca de pueblos o pertenezcan a una comunidad concreta.<sup>56, 147</sup> Se ofrecen orientaciones detalladas sobre la replantación en <sup>51, 122, 141, 147, 207</sup>.

“Hay muy poca información disponible en la bibliografía sobre lo que ocurre después de la plantación, a pesar de que muchos proyectos han realizado actividades de plantación durante más de 10 años. Según los conocimientos de los autores, un gran número de zonas plantadas se han perdido a causa de incendios o inundaciones y la sequía y la competencia de los helechos y especies de cárcices. Por lo tanto, todavía no hay datos que ilustren cómo podrían desarrollarse las vías de sucesión de la restauración forestal.”<sup>56</sup>

La revegetación requiere la plantación de especies colonizadoras de crecimiento rápido y resistentes que puedan tolerar las inundaciones y la exposición a la sequía, en combinación con especies más resistentes y ecológicamente deseables. En este último caso, deberían incluirse especies frutales que resulten atractivas para la fauna.<sup>32</sup> Giesen y van der Meer, 2009<sup>51</sup> proporcionan listas de especies de bosques pantanosos de turba que se adaptan a distintas profundidades de inundación. En las zonas más degradadas que se inundan gran parte del año, es necesario centrarse en las especies que pueden flotar, retrasar el flujo de agua y provocar el relleno de canales y depresiones poco profundas. Wibisono y Dohong, 2017<sup>207</sup> proporcionan listas de especies adecuadas (y sus medios de propagación) para varios niveles de degradación para Indonesia. A pesar del gran número de especies arbóreas compatibles con los bosques pantanosos de turba tropicales<sup>55</sup>, en la mayoría de los proyectos de restauración se utiliza solo un pequeño número de especies. La selección de una variedad más amplia de especies adecuadas reviste ahora una gran prioridad.<sup>56</sup> Imagen de Mahyudi *et al.*, 2017.<sup>122</sup>

#### 6.4.2. Remoción de bosques, árboles y arbustos

Algunas turberas albergan de forma natural una cubierta arbórea, como los bosques pantanosos de turba en los trópicos, las turberas de alisos en las zonas templadas y los pantanos de abetos y alerces en las zonas boreales. Sin embargo, en muchos casos, especialmente en las zonas boreales y templadas, la presencia de árboles se debe a la plantación directa, o a la invasión y expansión de árboles tras el drenaje de turberas que originalmente no tenían árboles o estaban escasamente arboladas. En estas circunstancias, la restauración de las turberas puede requerir la remoción de los árboles.<sup>6</sup> La remoción de árboles en las turberas proporciona más luz a la vegetación de la capa inferior y disminuye las pérdidas de agua por evapotranspiración e interceptación<sup>30</sup> Thom *et al.*, (2019)<sup>183</sup> proporcionan orientaciones muy amplias y detalladas para la remoción de árboles y arbustos. También pueden consultarse otras orientaciones en <sup>3, 5, 30, 169</sup>.

- Para controlar los matorrales, es necesario establecer la causa original del problema. Si los árboles se han establecido en respuesta a un descenso del nivel freático, se deben ejercer esfuerzos para rehumidificar el sitio. Cualquier medida de desmonte debe incorporarse en un programa completo de manejo del sitio.

#### 6.4.3. Restauración de la vegetación abierta

Muchas turberas naturales de todo el mundo no son compatibles con los bosques. En las zonas de clima boreal, templado y subtropical, solo un número limitado de especies arbóreas



puede soportar la humedad permanente y el crecimiento continuo hacia arriba de la superficie de la turba, que son rasgos característicos de las turberas. Y algunas turberas son sencillamente demasiado húmedas e inestables para albergar una cubierta arbórea.

En esta sección se analiza la restauración de la vegetación las turberas minerotróficas abiertas, incluso partiendo de tierras agrícolas enriquecidas con nutrientes. A continuación describimos la restauración de la vegetación dominada por esfagno.

## Rehumidificación de suelos agrícolas ricos en nutrientes

Aproximadamente la mitad de la superficie de las turberas degradadas de todo el mundo está formada por turberas de uso agrícola.<sup>89</sup> En función de su extensión y de los esfuerzos necesarios para rehabilitarlas, estas turberas representan el mayor reto para restauración. La mayoría de las turberas son extremadamente ricas en nutrientes como resultado de la mineralización de la turba, la aplicación de fertilizantes y estiércol, y la entrada de amoníaco y óxidos de nitrógeno presentes en el aire, procedentes del ganado, el tráfico y las centrales eléctricas.<sup>113</sup> La rehumidificación puede incluso aumentar este problema relacionado con los nutrientes, por ejemplo, por la movilización de fósforo y nitrógeno anteriormente ligados (“eutrofización interna”).<sup>66, 113, 193</sup> Tras la re-humidificación, la elevada disponibilidad de nutrientes favorece el establecimiento de helófitos o plantas palustres (plantas de humedales emergentes) fuertemente competitivos y de rápido crecimiento, que absorben los nutrientes pero los vuelven a liberar rápidamente cuando se pudren. Sin otras medidas de manejo, es poco probable que estas turberas vuelvan a tener niveles bajos de nutrientes en el transcurso de la vida de un ser humano.<sup>216</sup>

Existen tres opciones para la rehumidificación y restauración de estas áreas:

- remover la capa superior extremadamente rica en nutrientes antes de la rehumidificación (“remoción de la capa superficial del suelo”);
- remover los nutrientes mediante la fitoextracción a largo plazo (cf. paludicultura); o
- aceptar condiciones con una elevada cantidad de nutrientes y baja biodiversidad durante decenios o más tiempo.

A menudo, es necesario eliminar el impacto de los aportes de nutrientes a causa de la agricultura intensiva en zonas adyacentes. En los Everglades de Florida, el exceso de aportes de fósforo procedentes de las zonas agrícolas del norte limita la restauración ecológica. La reducción del aporte de fósforo en las aguas superficiales de las turberas minerotróficas puede requerir una depuración adicional, mediante la eliminación de fosfatos con sales de hierro o aluminio aplicadas al suministro de agua o *in situ*, o mediante humedales artificiales.<sup>113</sup>

## Remoción de la capa superficial del suelo

La eliminación de la capa superficial del suelo es un método radical para reducir la disponibilidad de nutrientes y plaguicidas agrícolas. La remoción de una capa superficial de turba degradada también puede dejar al descubierto un sustrato más poroso, ayudar a conseguir condiciones de mayor humedad y aumentar la influencia de las aguas subterráneas en la capa superior del suelo. Además, elimina la vegetación existente, impidiendo así el rápido restablecimiento de especies competitivas de crecimiento rápido en zonas ricas en nutrientes.<sup>66, 103, 113, 150</sup>

Los resultados de la remoción de la capa superficial del suelo suelen depender de la profundidad a la que se remueva, y la remoción profunda (>20 cm) da mejores resultados que la remoción superficial. En el caso de las plantas que dependen de las aguas subterráneas, solo es eficaz si la infiltración de las aguas subterráneas en la zona de las raíces es suficiente.<sup>197</sup> La remoción de la capa superficial del suelo suele realizarse solo a pequeña escala debido a sus elevados costos.

## Plantación y trasplante

Si las especies deseadas no se establecen espontáneamente una vez que se han restaurado las condiciones hidrológicas (véase la sección 6.3), se puede considerar la reintroducción (véase el Anexo V). Taylor *et al.*<sup>179, 180, 181</sup> presentan una sinopsis de las acciones (y sus efectos) que complementan la plantación, como la adición de cal, fertilizantes, fertilizantes orgánicos o mantillo orgánico.

## Restablecer el manejo tradicional

Tradicionalmente, muchas turberas minerotróficas abiertas de Europa y Asia Oriental se segaban y pastoreaban para obtener forraje y hojarasca (y a menudo se drenaban en cierta medida), lo que, a pesar de su baja intensidad, provocaba la compactación de la turba superior. Mientras persistieron la producción de heno y el pastoreo, se impidió la formación de ojos de agua de lluvia, mientras que la remoción periódica de biomasa suprimió la competencia e inhibió el establecimiento de árboles y arbustos.<sup>164</sup> Una vez que se abandona uso, las turberas sufren grandes pérdidas de su diversidad de especies típica, una disminución de la cobertura de briófitas, un predominio de algunas especies de gramíneas y la invasión de árboles y arbustos.<sup>111</sup>

La antigua vegetación puede restaurarse mediante una siega intensiva,<sup>64, 130</sup> que, sin embargo, también puede conducir a la pérdida de especies raras de las turberas minerotróficas por la destrucción de la microtopografía<sup>109</sup> y el aumento de la acidificación.<sup>192</sup> Por lo tanto, la restauración debería buscar restablecer las condiciones hidrológicas naturales, en las que las turberas vuelvan a ser autosuficientes, y limitar la “siega correctiva” al mínimo necesario.<sup>111</sup>

Taylor *et al.*<sup>179, 180, 181</sup> ([www.conservationevidence.com](http://www.conservationevidence.com)) proporcionan información detallada sobre los efectos (qué funciona y qué no funciona) de 125 acciones diferentes (“intervenciones”) para gestionar y restaurar la biodiversidad de las turberas (flora y vegetación) en todo el mundo (centrándose en Europa y América del Norte), aunque no tratan las relaciones causales.

## Esfagno (*Sphagnum*)

Puede afirmarse que los musgos de esfagno son posiblemente las plantas formadoras de turba más importantes del mundo.<sup>21</sup> Sin embargo, tienen grandes dificultades para restablecerse espontáneamente en turberas naturales<sup>15</sup>, drenadas<sup>155</sup> y rehumidificadas<sup>188</sup> (Anexo V). Thom *et al.*<sup>183</sup> proporcionan información detallada sobre varios métodos para inocular especies de *Sphagnum*. A excepción de la técnica de transferencia de capas de musgo (Anexo V), estos enfoques están todavía en las primeras fases de desarrollo, aunque los primeros ensayos son prometedores.

## Colonización en aguas abiertas

Las turberas con un carácter ligeramente rico en nutrientes pueden revegetarse fácilmente y convertirse en turberas que acumulan turba tras una inundación profunda.<sup>134</sup> Por el contrario, la recolonización de aguas abiertas profundas poco productivas, ácidas y ricas en humus, se ve obstaculizada por la acción de las olas y por la falta de luz y de gases de carbono para los musgos sumergidos cuando el agua tiene más de 30 cm de profundidad<sup>195</sup>. Las opciones para abordar este problema son: i) elevar gradualmente el nivel del agua para permitir que la vegetación de matorrales crezca con el aumento del nivel del agua, ii) proporcionar un marco para la colonización de las plantas introduciendo residuos o turba ligeramente humificada, y iii) minimizar la acción de las olas mediante la compartimentación.<sup>84, 186, 187, 206</sup>

### 6.4.4. Paludicultura

El objetivo central de la paludicultura es la producción de biomasa. La paludicultura debería aplicarse como opción de restauración en aquellos casos donde las turberas constituyen una parte importante e indispensable de las tierras productivas.

Aunque la paludicultura puede basarse en muchos métodos y experiencias tradicionales, la escala y la intensidad necesarias hacen que su eficacia sea aún desconocida en gran parte. La paludicultura requiere una adaptación e innovación diferenciada por regiones a lo largo de toda la cadena de valor, lo que incluye mejoramiento de cultivos, cultivo, cosecha, tecnologías de transporte y procesamiento, logística y mercados. Se puede encontrar amplia información práctica sobre la paludicultura en<sup>48, 49, 50, 177, 210</sup>, en varios números especiales de la revista *Mires and Peat*,<sup>26</sup> y en la Base de Datos de Posibles Plantas para la Paludicultura (*Database of Potential Paludiculture Plants, DPPP*).<sup>27</sup>

## Opciones de paludicultura en Asia sudoriental

Los bosques pantanosos de turba de las zonas bajas de Asia sudoriental albergan 1.376 especies de plantas superiores, de las cuales 534 especies (39 %) tienen usos conocidos, 222 producen madera útil, 221 tienen usos medicinales, 165 se usan para la alimentación (por ej., nueces, frutas y aceites) y 165 han sido asignadas a “otros usos” (por ej., látex, combustible y colorantes). Muchas especies tienen múltiples usos, y 81 especies de productos forestales no madereros, tienen un uso económico importante.<sup>49</sup> Puede consultarse información detallada sobre las opciones de cultivo y el potencial económico de la paludicultura en<sup>50, 147</sup>. Dado que las comunidades rurales son básicamente comunidades agrícolas y que la paludicultura ofrece una forma sostenible de seguir cultivando (aunque con técnicas modificadas y cultivos alternativos), la paludicultura es probablemente la que más posibilidades tiene de contribuir a mantener y revitalizar los medios de vida locales al tiempo que se rehumidifican las turberas.<sup>34, 50</sup>

## 6.5. Animales

Aunque varios estudios han monitoreado los efectos de la restauración de turberas en la fauna,<sup>17, 29, 72, 139, 205</sup> pocas actividades de restauración se han centrado en la mejora del hábitat de los animales. Entre estos se encuentran el manejo de las turberas minerotróficas<sup>17</sup> para los invertebrados,<sup>124</sup> los efectos de la remoción de los bosques en las aves que se reproducen en campo abierto en Flow Country (Escocia)<sup>212</sup> y la propuesta de reforestar los bosques pantanosos de turba con especies arbóreas cuyos frutos y nueces son elegidos por la fauna.<sup>50</sup>

En comparación con las plantas, el retorno de las especies animales en las zonas restauradas dependerá en mayor medida de la heterogeneidad resultante de las condiciones ambientales, ya que las distintas especies animales tienen distintas necesidades, y muchas especies necesitan una combinación de condiciones (*cf.* gradientes). La capacidad de dispersión de la especie, así como la proximidad de las poblaciones de origen (en turberas restantes no dañadas), desempeñan un papel importante en la recolonización.<sup>29</sup>

El carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) es, con una población mundial de 11.000 machos cantores, el ave cantora terrestre más rara de Europa. Su población ha ido disminuyendo debido al deterioro de las turberas. Desde 2014, el carricerín cejudo solo se reproduce en cuatro países: Belarús, Ucrania, Polonia y Lituania. Las poblaciones altamente fragmentadas tienen una diversidad genética disminuida, lo que aumenta el riesgo de extinción. En 2011, la especie se extinguió en Hungría y en 2014 en Alemania. Tanneberger y Kubacka<sup>174</sup> presentan un panorama detallado de las estrategias de manejo y restauración de la especie. Mientras tanto, un exitoso proceso de translocación ha comenzado a reforzar la población de Lituania<sup>28</sup>. Imagen creada como parte del Proyecto Securing Sustainable Farming to Ensure Conservation of Globally Threatened Bird Species in Agrarian Landscape.



26 <http://www.mires-and-peat.net/>.

27 <https://greifswaldmoor.de/dppp-109.html>.

28 [https://meldine.lt/wp-content/uploads/sites/2/2018/07/Meldine\\_factsheet\\_A4\\_ENG\\_preview.compressed.pdf](https://meldine.lt/wp-content/uploads/sites/2/2018/07/Meldine_factsheet_A4_ENG_preview.compressed.pdf).

## 6.6. Microbiota

Dista mucho de conocerse por completo la respuesta de las comunidades microbianas a las perturbaciones y a la restauración.<sup>159</sup> Después de una perturbación en una se comprobó que las comunidades específicas habían sido sustituidas por especies más generalizada.<sup>2</sup> Tras la rehumidificación, aumentaron las especies no micorrícicas y disminuyeron las especies de relaciones micorrícicas obligadas, pero no se alcanzó la proporción de especies no micorrícicas típica de las turberas activas naturales.<sup>104</sup> A pesar de la sustancial recuperación, las comunidades microbianas de los sitios rehumidificados solo fueron similares a las de los sitios no drenados cuando la materia orgánica del suelo era superior al 70 %, es decir, cuando el suelo de turba no estaba muy degradado.<sup>39</sup>

La inoculación de micorrizas puede ser pertinente para rehabilitar los bosques pantanosos de turba tropicales degradados.<sup>189</sup> Por lo tanto, las plántulas silvestres deberían recogerse junto con la turba que rodea el cepellón, mientras que las plántulas cultivadas podrían inocularse en la fase de vivero.<sup>32</sup>

## 6.7. Monitoreo y manejo adaptable

Durante la implementación, se aprenderá qué da resultados y qué no, y estas lecciones deberán incorporarse en los trabajos posteriores y en la planificación futura. La planificación y el diseño deben integrar el monitoreo, la evaluación y el manejo adaptable en un proceso continuo de “aprendizaje práctico”<sup>147</sup>. Las consideraciones relativas al monitoreo se encuentran en el Anexo VI.

## 7. Evaluación

La observación de cerca, periódica y sistemática de los cambios en la zona del proyecto son pasos importantes para evaluar:

- si se han alcanzado las metas de restauración y cuáles resta aún alcanzar;
- si el dinero se ha gastado en forma eficaz y eficiente; y
- qué puede mejorarse o podría haberse mejorado (lecciones aprendidas para los proyectos actuales y futuros).

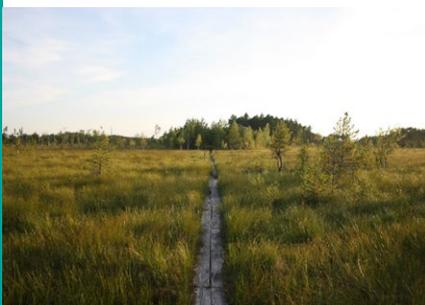
La prueba definitiva del éxito de la restauración de las turberas es, obviamente, si se alcanzan los objetivos deseados.<sup>206</sup> Esto significa que estos objetivos deben formularse de la forma más concreta posible (véase el Capítulo 4). La mera proclamación de una zona como “restaurada” impide cualquier evaluación significativa. En el Anexo VII se especifica qué debe monitorearse y cómo debe hacerse.



# 8. Perspectivas

## 8.1. Escollos comunes en la rehumidificación y la restauración

- A pesar de que se diga lo contrario, la restauración de las turberas no puede devolver todos los valores que se han perdido por la degradación de las turberas, ni puede ofrecer alternativas equivalentes:
  - Si bien la restauración de las turberas puede restaurar rápidamente la capacidad de secuestro de carbono, incluso hasta el punto de superar (temporalmente) la de las turberas prístinas,<sup>137, 140</sup> esta no puede restaurar en un futuro previsible (siglos o milenios) las reservas de carbono perdidas por la degradación previa a la restauración.
  - La pérdida de altura de la turba creada por la degradación no puede recuperarse en la mayoría de los casos. En los pantanos, estas pérdidas de altura no solo suponen una enorme pérdida de agua de la propia cuenca rellena de turba, sino también de la cuenca de captación de aguas subterráneas asociada, lo que disminuye el almacenamiento de agua en el paisaje general.<sup>137</sup>
  - Otra pérdida importante e irrecuperable es el archivo paleoecológico y paleoambiental perdido. Mientras que una parte de ese archivo es ciertamente redundante, cada pérdida de turba implica una pérdida de información potencial<sup>58</sup>.
  - Muchas turberas han desarrollado patrones superficiales notables en diferentes aspectos, que expresan cientos o miles de años de sofisticada autoorganización y autorregulación<sup>23</sup>. Estos patrones coherentes no pueden ser sustituidos por la remodelación mecánica de la turba o la restauración de la cubierta vegetal.
- Esto subraya la primacía de la conservación de las turberas sobre su restauración.
- Muchos programas de rehumidificación y restauración de turberas implican en realidad una rehumidificación parcial. Todavía no se reconoce lo suficiente que a menos que se realice una rehumidificación exitosa y completa y se restablezca una cubierta vegetal formadora de turba, el hundimiento de la turba y el aumento de las emisiones de carbono continuarán.
- En relación con este último punto, es habitual que no se comprenda que las turberas drenadas no pueden persistir en el tiempo: o bien son víctimas de inundaciones incontroladas (incluso por el mar en el caso de las turberas costeras), como consecuencia de un hundimiento continuo, o bien su turba se oxida completamente, dejando un suelo mineral que a menudo será propenso a ser infértil o a tener un alto contenido de bisulfato.
- A menudo se vinculan erróneamente a la “paludicultura” los cultivos que requieren drenaje y que no rinden bien en la turba totalmente rehumidificada. La paludicultura no se define por la selección de cultivos específicos, sino por las condiciones de cultivo y el manejo de estos (en condiciones de humedad permanente y sin dañar el suelo de turba).
- Un reconocimiento insuficiente de la coherencia hidrológica de las turberas puede llevar a la aplicación de conceptos incorrectos en la planificación y el manejo de la hidrología. Es imposible combinar la conservación o la restauración de forma sostenible con la agricultura basada en el drenaje en el mismo cuerpo de turba.
- A menudo se subestiman los costos de la revegetación. La revegetación suele ser mucho más cara que la rehumidificación y, por lo tanto, solo debería llevarse a cabo si la zona está desprovista de vegetación, si hay que recurrir a “ingenieros ecosistémicos” y si la rehumidificación ya se ha producido o se está produciendo simultáneamente.
- Mientras que se aplica la regla general de que “una turbera debe estar húmeda”, la rehumidificación no es “buena siempre y en todas partes y para todo” (cf. Anexo III).



## 8.2. Concienciación y creación de capacidad

Es poco probable que se cumplan los objetivos del Acuerdo de París de 2015 de la CMNUCC y de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible a menos que se detenga la degradación de las turberas y se lleve a cabo su restauración a una escala de 50 millones de hectáreas en todo el mundo (véase el Capítulo 1). Para lograr la rehumidificación y restauración de las turberas a la escala necesaria, es imprescindible aumentar la concienciación y crear mucha más capacidad técnica e institucional.

Los programas de educación y concienciación<sup>29</sup> son importantes no solo para educar a las generaciones más jóvenes, sino también para informar y cambiar las actitudes de las comunidades locales, los administradores de los sitios y los responsables de la toma de decisiones. Tales actividades pueden estar encabezadas por institutos de educación e investigación, organizaciones de la sociedad civil o redes, incluidas en particular aquellos especializados en turberas.<sup>47</sup> Los Humedales de Importancia Internacional designados en el marco de la Convención, que se han establecido utilizando la función de regulación del clima como argumento adicional para su designación, pueden desempeñar un papel importante. Estos sitios pueden ilustrar la importancia de las turberas en la prestación de servicios de los ecosistemas de importancia local e internacional y actuar como ejemplos sobre el terreno del uso y el manejo racionales.<sup>40</sup>

Solo mediante una colaboración eficaz y el intercambio de conocimientos entre científicos, administradores, empresarios, profesionales y la comunidad política podremos desarrollar capacidad suficiente para la restauración y conservación de las turberas.<sup>48</sup> La mayoría de las estrategias actuales de enseñanza y formación no proporcionan la amplitud de conocimientos interdisciplinarios necesarios. La formación, la base conceptual y la inspiración no solo se adquirirán en las aulas y los talleres, sino también mediante la participación práctica *in situ* en la acción de restauración.<sup>8,77</sup>

## 8.3. Limitaciones y evolución de la investigación

Las lagunas de conocimientos y limitaciones importantes en relación con la restauración de turberas son:

- Los ingenieros ecosistémicos: para varios tipos de turberas de todo el mundo, no existen conocimientos suficientes sobre la elección de especies estratégicas para poner en marcha la regeneración de las turberas.
- Autorregulación hidrológica: especialmente de los bosques pantanosos de turba tropicales, lo que incluye comprender de qué manera las especies o los tipos fenológicos (por ej., con raíces fúlcneas, raíces con contrafuertes, raíces superficiales, etc.) y la estructura del suelo del bosque contribuyen a la retención y regulación del agua, y cómo se pueden restaurar estas funciones.
- Especies formadoras de turba: mientras que la formación de turba se atribuye generalmente a un grupo determinado de especies de las que se conservan macrorrestos en la turba, estudios recientes ilustran que el carbón<sup>45</sup> y los microrrestos, incluidos aquellos de material vegetal superficial del que no se conservan macrorrestos,<sup>49</sup> también pueden contribuir sustancialmente a la matriz de la turba y al secuestro de carbono. Esto se relaciona con la cuestión de la composición química de estas especies (lignina, polifenoles, etc.) y la resistencia a la descomposición de estos componentes, que pueden desempeñar papeles diferenciales en la acumulación de turba.
- Retorno de las funciones de los ecosistemas: ¿qué funciones y servicios de los ecosistemas retornan, en qué medida y cuándo?
- El efecto del cambio climático en las perspectivas de restauración: los efectos del aumento de las temperaturas, el cambio de la estacionalidad y los extremos meteorológicos, y el aumento de la incidencia de incendios en las turberas y de la bruma asociada.
- La falta de conceptos y protocolos de monitoreo comunes: se necesita un protocolo común para registrar los cambios en la prestación de servicios de los ecosistemas que permita una evaluación más sólida de la relación de costo a eficacia de los proyectos de restauración.

---

29 Véase también <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/hbk4-06sp.pdf>.

## 9. Conclusiones

- La Convención sobre los Humedales y otros marcos normativos promueven la restauración de las turberas degradadas. La meta de rehumidificar 50 millones de hectáreas de turberas drenadas para cumplir el Acuerdo de París requerirá una enorme ampliación de las prácticas de restauración.
- La restauración de las turberas debe tener en cuenta factores ecológicos, sociales, económicos y políticos. La participación del público es esencial, sobre todo si se prevén preocupaciones importantes. Si no se abordan todas las “barreras” sociales y económicas, la restauración será efímera y superficial.
- Los objetivos de restauración pueden incluir no solo la restauración del antiguo ecosistema en su totalidad, sino que también pueden tener como objetivo la restauración de determinados servicios de los ecosistemas. Como las diferentes metas pueden ser antagónicas, estas deben formularse de forma concreta y por orden de prioridad.
- En general, la rehumidificación de las turberas drenadas es muy positiva para el clima. La restauración con miras a la conservación de la naturaleza debe limitar la intensidad y la frecuencia de las intervenciones. La creciente demanda de biomasa implica que quizá deba sustituirse el uso de la tierra basado en el drenaje por la “paludicultura”.
- Los niveles de agua demasiado bajos son la causa principal de la degradación de las turberas. La presunción de que, si no se toman medidas, el crecimiento de la turba acabará recuperándose espontáneamente es cuestionable. En la mayoría de los casos, se requieren intervenciones activas para volver a elevar el nivel freático hasta que alcance la superficie de la turba o la supere.
- El bloqueo eficaz de las estructuras de drenaje requiere una planificación estratégica, una inspección periódica, un mantenimiento oportuno y el fomento del rellenado espontáneo. Todavía existe un gran potencial para aumentar la eficacia de las represas y reducir los recursos necesarios.
- Cuando el bloqueo de las estructuras de drenaje no garantiza un nivel freático alto y estable, es necesario elevar el nivel freático *por encima* de la superficie. La infiltración descendente puede reducirse obstruyendo los puntos de descarga. Si la infiltración descendente excedente es difusa, es necesario elevar el nivel del agua en el terreno circundante.
- El restablecimiento de la vegetación no solo puede proteger la masa de turba, contribuir a la renovación de la acumulación de turba y albergar una importante biodiversidad, sino que también puede ser indispensable para la restauración hidrológica.
- El mecanismo de autorregulación hidrológica más importante en las turberas altas es el “acrotelmo” basado en la vegetación. En las turberas altas de esfagno, deben restablecerse las especies de esfagno formadoras de turba “adecuadas”, lo que podría requerir la inoculación de esas especies. En el caso de los domos de turba tropicales, debe restablecerse una cubierta forestal con árboles que desarrollen montículos eficaces (por ej., producidos por raíces de contrafuertes y raíces fúlcreas). Sin embargo, hasta la fecha no se dispone de suficientes conocimientos sobre qué especies seleccionar y cómo potenciar su establecimiento y crecimiento.
- La mitad de las turberas degradadas de todo el mundo son de uso agrícola, y la mayoría son extremadamente ricas en nutrientes. Para estas tierras existen tres opciones: i) remoción de la capa superficial del suelo, ii) remoción de nutrientes mediante fitoextracción, o iii) aceptar turberas minerotróficas (extremadamente) ricas en nutrientes con una baja biodiversidad durante decenios o más tiempo.
- Si las especies deseadas no se establecen espontáneamente, se puede considerar la reintroducción, por ejemplo, mediante siembra directa, transferencia de heno, trasplante de tepes, etc.
- Las experiencias recogidas durante la restauración deben evaluarse sistemáticamente y las lecciones aprendidas deben incorporarse en los trabajos posteriores y la planificación futura.

- Las principales lagunas de conocimientos se relacionan con el papel de los “ingenieros ecosistémicos” y de las especies formadoras de turba, la importancia de la autorregulación hidrológica y la regeneración, el retorno de las funciones y servicios de los ecosistemas, el efecto del cambio climático en las perspectivas de restauración y la falta de conceptos y protocolos de monitoreo comunes.
- Para lograr la rehumidificación y restauración de las turberas a la escala necesaria, es imprescindible aumentar la concienciación y crear mucha más capacidad técnica e institucional.

## Referencias

1. Ahmad, S., Liu, H., Günther, A., Couwenberg, J. & Lennartz, B. 2020. Long-term rewetting of degraded peatlands restores hydrological buffer function. *Science of The Total Environment*, 141571. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720351007>
2. Andersen, R., Chapman, S.J. & Artz, R.R.E. 2013. Microbial communities in natural and disturbed peatlands: A review. *Soil Biology & Biochemistry* 57: 979e994. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S003807171200380X>
3. Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. & Anderson, P. 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology* 25: 271–282. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12415>
4. Anderson, J.A.R. 1983. The tropical peat swamps of western Malaysia. In: Gore, A.J.P. (ed.) *Mires: Swamps, Bogs, Fen and Moor. Ecosystems of the World 4B*, Elsevier, Amsterdam, 181–199.
5. Anderson, R. 2010. Restoring afforested peat bogs: results of current research. Forestry Commission. <https://www.forestryresearch.gov.uk/documents/987/FCRN006.pdf>
6. Anderson, R., Vasander, H., Geddes, N., Laine, A., Tolvanen, A., O'Sullivan, A. & Aapala, K. 2016. Afforested and forestry-drained peatland restoration. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 213-233. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/afforested-and-forestrydrained-peatland-restoration/269C8D3ABF0640660A940016E7ED76EA>
7. Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Foulger, M., Gledhill, S., McDonald, A. T. & Walker, A. 2009. Drain-blocking techniques on blanket peat: A framework for best practice. *Journal of Environmental Management* 90: 3512–3519. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304147909002035>
8. Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C. & Cross, A. T. 2020. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nations' Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology* 28: 730-736. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.13170>
9. Artz, R. R.E. Faccioli, M., Roberts, M. & Anderson, R. 2018. Peatland restoration – a comparative analysis of the costs and merits of different restoration methods. The James Hutton Institute on behalf of ClimateXChange, pp. 44. <https://www.climatechange.org.uk/media/3141/peatland-restoration-methods-a-comparative-analysis.pdf>
10. Barthelmes, A., Couwenberg, J., Risager, M., Tegetmeyer, C. & Joosten, H. 2015. Peatlands and climate in a Ramsar context - A Nordic-Baltic perspective. *TemaNord* 2015:544. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 244. [https://www.nordic-ilibrary.org/peatlands-and-climate-in-a-ramsar-context\\_5jm596gb65q1.pdf](https://www.nordic-ilibrary.org/peatlands-and-climate-in-a-ramsar-context_5jm596gb65q1.pdf)
11. Bess, J. A., Chimner, R. A. & Kangas, L. C. 2014. Ditch restoration in a large Northern Michigan fen: Vegetation response and basic porewater chemistry. *Ecological Restoration* 32:260–274. <http://er.uwpress.org/content/32/3/260.abstract>
12. Bonn, A., Reed, M.S., Evans, C.D., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Emmer, I., Couwenberg, J., Moxey, A., Artz, R., Tanneberger, F., von Unger, M., Smyth, M.-A. & Birnie, D. 2014. Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services* 9: 54-65. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041614000692>
13. Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.) 2016. *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 493.
14. Bowles, S. 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine 'the moral sentiments': evidence from economic experiments. *Science* 320: 1605–1609. <https://science.sciencemag.org/content/320/5883/1605/tab-article-info>
15. Campbell, D. & Corson, A. 2014. Can mulch and fertilizer alone rehabilitate surface-disturbed Subarctic peatlands? *Ecological Restoration* 32: 153-160. <http://er.uwpress.org/content/32/2/153.full.pdf+html>
16. Caners, R. T., & Lieffers, V. J. 2014. Divergent pathways of successional recovery for in situ oil sands exploration drilling pads on wooded moderate-rich fens in Alberta, Canada. *Restoration Ecology* 22: 657–667. doi:10.1111/rec.12123.
17. Carroll, M.J., Dennis, P., Pearce-Higgins, J.W. & Thomas, C.D. 2011. Maintaining northern peatland ecosystems in a changing climate: effects of soil moisture, drainage and drain blocking on craneflies. *Global Change Biology* 17: 2991–3001. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2486.2011.02416.x>
18. Chimner, R. A., Cooper, D. J., Wurster, F. C. & Rochefort, L. 2017. An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? *Restoration Ecology* 25: 283–292. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12434>
19. Chimner, R.A., Cooper, D.J., Bidwell, M., Culpepper, A., Zillich, K. & Nydick, K. 2019. A new method for restoring ditches in peatlands: ditch filling with fiber bales. *Restoration Ecology* 27: 63-69. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12817>
20. Clarkson, B., Whinam, J., Good, R. & Watts, C. 2017. Restoration of Sphagnum and restiad peatlands in Australia and New Zealand reveals similar approaches. *Restoration Ecology* 25: 301–311. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12466>
21. Clymo, R.S. & Hayward, P.M. 1982. The ecology of *Sphagnum*. In: Smith, A.I.E. (ed.): *Bryophyte ecology*. Chapman & Hall, London, New York, pp. 229-289. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-5891-3\\_8](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-5891-3_8)
22. Cobb, A. R., Dommaint, R. Tan, F., Hwee En Heng, N. & Harvey, C.F. 2020. Carbon storage capacity of tropical peatlands in natural and artificial drainage networks. *Environ. Res. Lett.* in press <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba867>
23. Couwenberg, J. 2021. Self-regulation and self-organisation of raised bogs. PhD thesis Greifswald, pp. 147. 137
24. Couwenberg, J. & Fritz, C. 2012. Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). *Mires and Peat* 10 (03): 1-17. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map10/map1003.php>
25. Couwenberg, J., P. de Klerk, E. Endtmann, H. Joosten & D. Michaelis, 2001. Hydrogenetische Moortypen in der Zeit – eine Zusammenschau. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.): *Landschaftsökologische Moorkunde* (2nd ed.), Schweizerbart, Stuttgart, pp. 399 – 403. [https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510651986/Landschaftsökologische\\_Moorkunde\\_Hrsq](https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510651986/Landschaftsökologische_Moorkunde_Hrsq)
26. Couwenberg, J., Dommaint, R. & Joosten, H. 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology* 16: 1715–1732. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x>
27. Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67–89. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-011-0729-x.pdf>
28. Davidsson, T. E., Trepel, M. & Schrautzer, J. 2002. Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 199-204. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1522-2624\(200204\)165:3%3A2%3C199%3A%3AAID-JPLN199%3E3.0.CO%3B2-I](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1522-2624(200204)165:3%3A2%3C199%3A%3AAID-JPLN199%3E3.0.CO%3B2-I)
29. Desrochers, A. & van Duinen, G.-J. 2006. Peatland fauna. In: Wieder, R. K. & Vitt, D. H. (eds.): *Boreal peatland ecosystems*. Springer, Ecological Studies 188, pp. 67–100. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-31913-9\\_5](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-31913-9_5)
30. Dinesen, L. & Hahn, P. 2019. Draft Ramsar Technical Report on peatland restoration and rewetting methodologies in Northern bogs. STRP22 Doc.7.2. <https://www.ramsar.org/document/strp22-doc72-draft-ramsar-technical-report-on-peatland-restoration-and-rewetting>
31. Dohong, A. & Lilia 2008. Hydrology restoration of Ex Mega Rice Project Central Kalimantan through canal blocking techniques: lessons learned and steps forward. In: Wösten, J.H.M., Rieley, J.O. & Page, S.E. (Eds.): *Restoration of tropical peatlands*. Alterra - Wageningen University and Research Centre, and the EU INCO – RESTORPEAT Partnership, pp. 125-130. [https://cordis.europa.eu/docs/results/5/10/510931/127976191-6\\_en.pdf](https://cordis.europa.eu/docs/results/5/10/510931/127976191-6_en.pdf)
32. Dohong, A., Aziz, A. A. & Dargusch, P. 2018. A review of techniques for effective tropical peatland restoration. *Wetlands* 38: 275–292. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s13157-018-1017-6.pdf>
33. Dommaint, R., Couwenberg, J. & Joosten H. 2010. Hydrological self-regulation of domed peatlands in south-east Asia and consequences for conservation and restoration. *Mires and Peat*, Volume 6, Article 05, 1–17. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map06/map0605.php>
34. Dommaint, R., Dittrich, I., Giesen, W., Joosten, H., Rais, D. S., Silvius, M. & Wibisono, I. T. C. 2016. Ecosystem services, degradation and restoration of peat swamps in the South East Asian tropics. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 253-288. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/ecosystem-services-degradation-and-restoration-of-peat-swamps-in-the-south-east-asian-tropics/24B1396EE935F2842372C47A53DB45E0>
35. Drösler, M., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, Ch., Freibauer, A., Giebels, M., Görnitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach, H., Hahn-Schöfl, M., Minke, M., Petschow, U., Pfadenhauer, J., Schaller, L., Schägner, Ph., Sommer, M., Thuille, A. & Wehrhan, M. 2013. Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens: Klimaschutz -61 Moornutzungsstrategien 2006-2010. 201 pp. <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb13/735500762.pdf>
36. Edom, F. 2001. Hydrologische Eigenheiten. In: Succow, M. & Joosten, H. (eds.): *Landschaftsökologische Moorkunde* (2nd ed.), Schweizerbart, Stuttgart, pp. 17-18. [https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510651986/Landschaftsökologische\\_Moorkunde\\_Hrsq](https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510651986/Landschaftsökologische_Moorkunde_Hrsq)
37. Eggelsmann, R., Heathwaite, A.L., Grosse-Brauckmann, G., Küster, E., Naucke, W., Schuch, W. & Schweickle, V. 1993. Physical processes and properties of mires. In: Heathwaite, A. L. (ed.): *Mires: Process, exploitation and conservation*. Wiley, Chichester, pp. 171- 262. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19931983530>
38. Elliot, R. 1997. *Faking nature: the ethics of environmental restoration*. Routledge, London, pp. 177
39. Emsens, W.-J., van Diggelen, R., Aggenbach, C. J. S., Cajthaml, T., Frouz, J., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Liczner, Y., Seeber, E., Silvennoinen, H., Tanneberger, F., Vicena, J., Wilk, M. & Verbruggen, E. 2020. Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *ISME J* 14: 1701–1712. <https://www.nature.com/articles/s41396-020-0639-x.pdf>
40. Evans, M. & Warburton, J. 2007. Geomorphology of upland peat: Erosion, form and landscape change. Blackwell, Malden, pp. 262. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470798003>
41. Evans, C., Morrison, R., Burden, A., Williamson, J., Baird, A., Brown, E., Callaghan, N., Chapman, P., Cumming, A., Dean, H., Dixon, S., Dooling, G., Evans, J., Gauci, V., Grayson, R., Haddaway, N., He, Yufeng; Heppell, Kate; Holden, Joseph; Hughes, Steve; Kaduk, Jörg; Jones, Davey; Matthews, R., Menichino, N., Misselbrook, T., Page, S., Pan, G., Peacock, M., Rayment, M., Ridley, L., Robinson, I., Rylett, D., Scowen, M., Stanley, K. & Worrall, F. 2016. Final report on project SP1210: Lowland peatland systems in England and Wales – evaluating greenhouse gas fluxes and carbon balances. Centre for Ecology and Hydrology. [http://oro.open.ac.uk/50635/1/14106\\_Report\\_FINAL%20Defra%20Lowland%20Peat%20Published.pdf](http://oro.open.ac.uk/50635/1/14106_Report_FINAL%20Defra%20Lowland%20Peat%20Published.pdf)
42. FAO. 2020. Peatlands mapping and monitoring – Recommendations and technical overview. Rome. <http://www.fao.org/3/CA8200EN/CA8200EN.pdf>
43. Fenner, N. & Freeman, C. 2020. Woody litter protects peat carbon stocks during drought. *Nature Climate Change*. <https://www.nature.com/articles/s41558-020-0727-y>
44. Ferré, M. & Martín-Ortega, J. 2019. A User Guide for Valuing the Benefits of Peatland Restoration. An iCASP (integrated Catchment Solutions Programme) report developed in collaboration with Yorkshire Peat Partnership and Moors for the Future Partnership., pp. 49. <https://icasp.org.uk/resources/>

[peat-restoration/user-guide-for-valuing-the-benefits-of-peatland-resources/](#)

45. Friedlstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quééré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragão, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., Becker, M., Benoit-Cattin, A., Bittig, H. C., Bopp, L., Bultan, S., Chandra, N., Chevallier, F., Chini, L. P., Evans, W., Florentie, L., Forster, P. M., Gasser, T., Gehlen, M., Giffillan, D., Gkritzalis, T., Gregor, L., Gruber, N., Harris, I., Hartung, K., Haverd, V., Houghton, R. A., Ilyina, T., Jain, A. K., Joetzer, E., Kadono, K., Kato, E., Kitidis, V., Korsbakken, J. I., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Marland, G., Metzli, N., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S.-I., Niwa, Y., O'Brien, K., Ono, T., Palmer, P. I., Pierrot, D., Poulter, B., Resplandy, L., Robertson, E., Rödenbeck, C., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Smith, A. J. P., Sutton, A. J., Tanhua, T., Tans, P. P., Tian, H., Tilbrook, B., van der Werf, G., Vuichard, N., Walker, A. P., Wanninkhof, R., Watson, A. J., Willis, D., Wiltshire, A. J., Yuan, W., Yue, X. & Zaehle, S. 2020. Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data* 12: 3269-3340. <https://essd.copernicus.org/articles/12/3269/2020/>
46. Frolking, S. & Roulet, N.T. 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13: 1079-1088. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2007.01339.x>
47. Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverria, C., Gonzales, E., Shaw, N., Declercq, K. & Dixon, K. W. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology* 27: S3-S46. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13035>
48. Giesen, W. 2013. Paludiculture: sustainable alternatives on degraded peat land in Indonesia. Euroconsult Mott MacDonald, Jakarta, pp. 71. [https://www.researchgate.net/publication/323642714\\_Paludiculture\\_sustainable\\_alternatives\\_on\\_degraded\\_peat\\_land\\_in\\_Indonesia\\_QANS\\_Report\\_on\\_Activity\\_33](https://www.researchgate.net/publication/323642714_Paludiculture_sustainable_alternatives_on_degraded_peat_land_in_Indonesia_QANS_Report_on_Activity_33)
49. Giesen, W. 2015. Utilising non-timber forest products to conserve Indonesia's peat swamp forests and reduce carbon emissions. *Journal of Indonesian Natural History* 3(2): 10-19. <http://jinh.fmipa.unand.ac.id/index.php/jinh/article/view/66/48>
50. Giesen, W. & Nirmala Sari, E.N. 2018. Tropical peatland restoration report: The Indonesian case. *Berkab Green Prosperity Partnership/Kemitraan Kesejahteraan Hijau (Kehijau Berbak)*. Euroconsult Mott MacDonald Graha CIMB Niaga, Jakarta, pp. 82. [https://www.researchgate.net/publication/323676663\\_Tropical\\_Peatland\\_Restoration\\_Report\\_the\\_Indonesian\\_case](https://www.researchgate.net/publication/323676663_Tropical_Peatland_Restoration_Report_the_Indonesian_case)
51. Giesen, W. & van der Meer, P.J. 2009. Guidelines for the rehabilitation of degraded peat swamp forests in Central Kalimantan (1st draft). Project report for Master Plan for the Conservation and Development of the Ex-Mega Rice Project Area in Central Kalimantan. Euroconsult Mott MacDermott, Jakarta, pp. 66. <https://edepot.wur.nl/175467>
52. Glenk, K., & Martín-Ortega, J. 2018. The economics of peatland restoration. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 1-18. DOI: 10.1080/21606544.2018.1434562 <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21606544.2018.1434562>
53. Goudarzi, S., Milledge, D. G., Holden, J., Evans, M. G., Allott, T. E. H., Shuttleworth, E. L., Pilkington, M. & Walker, J. 2020 Blanket-peat restoration: numerical study of the underlying processes delivering Natural Flood Management benefits. <https://www.essoar.org/doi/abs/10.1002/essoar.10505089.1>
54. Graham, A. M., Pope, R. J., Pringle, K. P., Arnold, S., Chipperfield, M. P., Conibear, L. A., Butt, E. W., Kiely, L., Knotte, C. & McQuaid, J. B. 2020. Impact on air quality and health due to the Saddleworth Moor fire in northern England. *Environmental Research Letters* 15: 074018. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab8496>
55. Graham, L.L.B. 2009. A literature review of the ecology and silviculture of tropical peat swamp forest tree species found naturally occurring in Central Kalimantan. The Kalimantan Forests and Climate Partnership, 226 p. [https://www.researchgate.net/profile/Laura\\_Graham/1/publication/299822118\\_A\\_Literature\\_Review\\_of\\_the\\_Ecology\\_and\\_Silviculture\\_of\\_Tropical\\_Peat\\_Swamp\\_Forest\\_Tree\\_Species\\_Found\\_Naturally\\_Occurring\\_in\\_Central\\_Kalimantan/](https://www.researchgate.net/profile/Laura_Graham/1/publication/299822118_A_Literature_Review_of_the_Ecology_and_Silviculture_of_Tropical_Peat_Swamp_Forest_Tree_Species_Found_Naturally_Occurring_in_Central_Kalimantan/)
- [links/5705d2fc08ae44d70ee34805/A-Literature-Review-of-the-Ecology-and-Silviculture-of-Tropical-Peat-Swamp-Forest-Tree-Species-Found-Naturally-Occurring-in-Central-Kalimantan.pdf](https://www.researchgate.net/publication/299822118_A_Literature_Review_of_the_Ecology_and_Silviculture_of_Tropical_Peat_Swamp_Forest_Tree_Species_Found_Naturally_Occurring_in_Central_Kalimantan/)
56. Graham, L. L. B., Giesen, W. & Page, S. E. 2017. A common-sense approach to tropical peat swamp forest restoration in Southeast Asia. *Restoration Ecology* 25 312-321. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/rec.12465>
57. Grand-Clement, E., Anderson, K., Smith, D., Angus, M., Luscombe, D.J., Gatis, N., Bray, L.S. & Brazier R.E. 2015. New approaches to the restoration of shallow marginal peatlands. *Journal of Environmental Management* 161: 417e430. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479715301146?pidff?m5=51bffb30ebb33b38f98c7843a591d1f&pid=1-s2.0-S0301479715301146-main.pdf>
58. Greiser, C. & Joosten, H. 2018. Archive value: measuring the palaeo-information content of peatlands in a conservation and compensation perspective. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 14: 210-221. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21513732.2018.1523229>
59. Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger W.H., (...), Fargione, J. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 11645-11650. <https://www.pnas.org/content/114/44/11645>
60. Grootjans, A., Adema, E.B., Bleuten, W., Joosten, H., Madaras, M. & Janakova, M. 2006. Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science* 9: 175-184. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1654-109X.2006.tb00666.x>
61. Grootjans, A.P., Jansen, A.J.M. & Joosten, J.H.J. 2015. *Bargerveen Externe audit 2014*. Staatsbosbeheer, 58 p.
62. Grosvernier, P. & Staubli, P. 2009. Régénération des hauts-marais, bases et mesures techniques, L'environnement pratique n°0918. Office fédéral de l'environnement, Berne, Switzerland, pp. 96. [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/fr/dokumente/schutzgebiete/uv-umwelt-vollzug/regeneration\\_vonhochmoeren.pdf.download.pdf/regeneration\\_deshauts-marais.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/fr/dokumente/schutzgebiete/uv-umwelt-vollzug/regeneration_vonhochmoeren.pdf.download.pdf/regeneration_deshauts-marais.pdf)
- German version: [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/schutzgebiete/uv-umwelt-vollzug/regeneration\\_vonhochmoeren.pdf.download.pdf/regeneration\\_vonhochmoeren.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/schutzgebiete/uv-umwelt-vollzug/regeneration_vonhochmoeren.pdf.download.pdf/regeneration_vonhochmoeren.pdf)
63. Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F. & Couwenberg, J. 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications* 11, 1644. <https://www.nature.com/articles/s41467-020-15499-z.pdf>
64. Hájková, P., Hájek, M. & Kintrová, K. 2009. How can we effectively restore species richness and natural composition of a Molinia-invaded fen? *Journal of Applied Ecology* 46: 417-425. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2664.2009.01608.x>
65. Hansson, A. & Dargusch, P. 2018. An estimate of the financial cost of peatland restoration in Indonesia. *Case Studies in the Environment* 2: 1-8. [https://online.ucpress.edu/cse/article-pdf/2/1/1/393995/cse\\_2017\\_000695.pdf](https://online.ucpress.edu/cse/article-pdf/2/1/1/393995/cse_2017_000695.pdf)
66. Harpenslager, S. F., van den Elzen, E., Kox, M. A. R., Smolders, A. J. P., Ettwig, K. F. & Lamers, L. P. M. 2015. Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering* 84: 159-168. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857415301361>
67. Harrison, M. E., Ottay, J. B., D'Arcy, L. J., Cheyne, S. M., Anggodo, Belcher, C., Cole, L., Dohong, A., Ermiasi, Y., Feldpausch, T., Gallego-Sala, A., Gunawan, A., Höing, A., Husson, S. J., Kulu Ici, P., Maimunah Soebagio, S., Mang, S., Mercado, L., Morrogh-Bernard, H. C., Page, S. E., Priyanto, R., Ripoll Capilla, B., Rowland, L., Santos, E. M., Schreier, V., Sudyana, I. N., Bin Bakeri Taman, S., Thornton, S. A., Upton, C., Wich, S. A. & Veen, F. J. F. 2019. Tropical forest and peatland conservation in Indonesia: Challenges and directions. *People and Nature* 00: 1-25. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/pan3.10060>
68. Hasch, B. 2016. Implementation and administrative approval in Germany. In: Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (eds.) (2016). *Paludiculture – productive use of wet peatlands*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 194-195. <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652839>
69. Hayasaka, H., Takahashi, H., Limin, S. H., Yulianti, N. & Usup, A. 2016. Peat fire occurrence. In: Osaki, M. & Tsuji, N. (eds.): *Tropical peatland ecosystems*. Springer, Tokyo, pp. 377-398. <https://www.springerprofessional.de/peat-fire-occurrence/6967400>
70. Hayden, M. J. & Ross, D. S. 2005. Denitrification as a nitrogen removal mechanism in a Vermont peatland. *Journal of Environmental Quality* 34: 2052-2061. <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2004.0449>
71. Helbig, M., Waddington, J. M., Alekseychik, P., Amiro, B., Aurela, M., Barr, A. G., Black, T. A., Carey, S. K., Chen, J., Ch, J., Desai, A. R., Dunn, A., Euskirchen, E., Flanagan, L. B., Friborg, T., Garneau, M., Grelle, A., Harder, S., Heliasz, M., Humphreys, E. R., Ikawa, H., Isabelle, P.-E., Iwata, H., Jassa, R., Korhokoski, M., Kurbatova, J., Kutzbach, L., Lapshina, E., Lindroth, A., Ottosson, Löfvenius, M., Lohila, A., Mammarella, I., Marsh, P., Moore, P. A., Maximov, T., Nadeau, D. F., Nicholls, E. M., Nilsson, M. B., Ohta, T., Peichl, M., Petrone, R. M., Prokushkin, A., Quinton, W., Roulet, N., Runkle, B. R. K., Sonnentag, O., Strachan, I. B., Taillardat, P., Tuittila, E.-S., Tuovinen, J.-P., Turner, J., Ueyama, M., Varlagin, A., Vesala, T., Wilming, M. & Zyryanov, V. 2020. The biophysical climate mitigation potential of boreal peatlands during the growing season. *Environ. Res. Lett.* <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abab34>
72. Herold, B. 2012. *Neues Leben in alten Mooren. Brutvögel wiedervermässter Flusstalmoore*. Bristol-Schriftenreihe 34. Haupt, Bern, pp. 200. <https://epub.unibz.it/epub/urn:isbn:3-03910-2079-3>
73. Hirano, T., Segah, H., Kusin, K., LIMIN, S., Takahashi, H. & Osaki, M. 2012. Effects of disturbances on the carbon balance of tropical peat swamp forests. *Global Change Biology* 18: 3410-3422. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2012.02793.x>
74. Hirano, T., Sundari, S. & Yamada, H. 2016. CO<sub>2</sub> balance of tropical peat ecosystems. In: Osaki, M. & Tsuji, N. (eds.): *Tropical peatland ecosystems*. Springer, Tokyo, pp. 329-338. <https://www.springerprofessional.de/co2-balance-of-tropical-peat-ecosystems/6967364>
75. Hodgkins, S. B., Richardson, C. J., Dommoin, R., Wang, H., Glaser, P. H., Verbeke, B., Winkler, B. R., Cobb, A. R., Rich, V. I., Missilmani, M., Flanagan, N., Ho, M., Hoyt, A. M., Harvey, C. F. S., Vining, R., Hough, M. A., Moore, T.R., Richard, P. J. H., De La Cruz, F. B., Toufaily, J., Hamdan, R., Cooper, W. T. & Chanton, J. P. 2018. Tropical peatland carbon storage linked to global latitudinal trends in peat recalcitrance. *Nature Communications* 9: 3640. <https://www.nature.com/articles/s41467-018-06050-2.pdf>
76. Holden, J., Kirkby, M. J., Lane, S. N., Milledge, D. G., Brookes, C. J., Holden, V. & McDonald, A. T. 2008. Overland flow velocity and roughness properties in peatlands. *Water Resources Research* 44. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2007WR006052>
77. Holden, J., Bonn, A., Reed, M., Buckmaster, S., Walker, J., Evans, M. & Worrall, F. 2016. Peatland conservation at the science-practice interface. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 358-374. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatland-conservation-at-the-science-practice-interface/F1BABC68C68345ADD4D9480617C3E2DD>
78. Hommeltenberg, J., Schmid, H. P., Drösler, M. & Werle, P. 2014. Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* 11: 3477-3493. <https://bg.copernicus.org/articles/11/3477/2014/bg-11-3477-2014.pdf>
79. Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A. & Popp, A. 2020. Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abae2a>
80. Huth, V., Günther, A., Bartel, A., Hofer, B., Jacobs, O., Jantz, N., Meister, M., Rosinski, E., Ulrich, T., Weil, M., Zak, D. & Jurasinski, G. 2020. Topsoil removal reduced in-situ methane emissions in a temperate rewetted bog grassland

- by a hundredfold. *Science of the Total Environment* 721: 137763. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720312742>
81. IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1535. [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5\\_all\\_final.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf) (366 Mb!)
82. IPCC 2018. *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* (ed. by V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W., Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield). IPCC, Geneva. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
83. Jewitt, S. 2008. Restoration, rehabilitation and sustainable livelihoods: The importance of alternative incomes for tropical peatland dependent communities. In: Wösten, J.H.M., Rieley, J.O. & Page, S.E. (eds.): *Restoration of tropical peatlands. Alterra - Wageningen University and Research Centre, and the EU INCO - RESTORPEAT Partnership*, pp. 210-215. [https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6\\_en.pdf](https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6_en.pdf)
84. Joosten, J.H.J. 1992. Bog regeneration in the Netherlands: a review. In: O.M. Bragg, P.D. Hulme, H.A.P. Ingram & R.A. Robertson (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. Dept. of Biological Sciences University of Dundee, Dundee, 367 - 373.
85. Joosten, H. 2001. Identifying peatlands of international biodiversity importance. <http://www.imcg.net/pages/publications/papers/identifying-peatlands-of-international-biodiversity-importance.php>
86. Joosten, H. 2016a. Peatlands across the globe. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 17-43. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatlands-across-the-globe/9844CCAEDC5446B18589041DB6C8ADFE>
87. Joosten, H. 2016b. Changing paradigms in the history of tropical peatland research. In: Osaki, M. & Tsuji, N. (eds.): *Tropical peatland ecosystems*. Springer, Tokyo, pp. 33-48. <https://www.springerprofessional.de/changing-paradigms-in-the-history-of-tropical-peatland-research/6967360>
88. Convention on Wetlands. (2021). *Practical peatland restoration. Briefing Note No. 11*. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. <https://www.ramsar.org/document/briefing-note-11-practical-peatland-restoration>
89. 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, Saarijärvi*, pp. 304. [http://www.imcg.net/media/download\\_gallery/books/wump\\_wise\\_use\\_of\\_mires\\_and\\_peatlands\\_book.pdf](http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/wump_wise_use_of_mires_and_peatlands_book.pdf)
90. Joosten, H. & Couwenberg, J. 2019. Hoogvenen als zelfregulerende en zelforganiserende systemen (Raised bogs as self-regulating and self-organizing systems). In: Jansen, A. & Grootjans, A. (eds.): *Hoogvenen. Landschapsecologie, behoud, herstel, beheer*. Noordboek Natuur Gorredijk, pp. 24 – 35.
91. Joosten, H. & Schumann, M. 2007. Hydrogenetic aspects of peatland restoration in Tibet and Kalimantan. *Global Environmental Research* 11: 195-204. [https://www.researchgate.net/publication/242195489\\_Hydrogenetic\\_Aspects\\_of\\_Peatland\\_Restoration\\_in\\_Tibet\\_and\\_Kalimantan](https://www.researchgate.net/publication/242195489_Hydrogenetic_Aspects_of_Peatland_Restoration_in_Tibet_and_Kalimantan)
92. Joosten, H., Tapio-Biström, M.-L. & Tol, S. (eds.) 2012. *Peatlands – guidance for climate change mitigation by conservation, rehabilitation and sustainable use. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 5*. FAO, Rome, L + 96 p. <http://www.fao.org/3/an762e/an762e.pdf>
93. Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M. & Wahren, A. 2015. MoorFutures® Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits – standard, methodology and transferability to other regions. BfN Skripten 407, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 119 p. <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript407.pdf>
94. Joosten, H., Couwenberg, J., von Unger, M. & Emmer, I. 2016a. Peatlands, forests and the climate architecture: Setting incentives through markets and enhanced accounting. *CLIMATE CHANGE* 14/2016. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety Report No. (UBA-FB) 002307/ENG, pp. 156. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate\\_change\\_14\\_2016\\_peatlands\\_forests\\_and\\_the\\_climate\\_architecture.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_14_2016_peatlands_forests_and_the_climate_architecture.pdf)
95. Joosten, H., Couwenberg, J. & von Unger, M. 2016b. International carbon policies as a new driver for peatland restoration. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 291-313. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/international-carbon-policies-as-a-new-driver-for-peatland-restoration/EF6CF70695532B99185370631B67D4>
96. Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J. & Smith, P. 2016c. The role of peatlands in climate regulation. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 63-76. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/role-of-peatlands-in-climate-regulation/24EC1D07B9504D118489DADB6F60AC9>
97. Joosten, H., Gaudig, G., Tanneberger, F., Wichmann, S. & Wichtmann, W. 2016e. Paludiculture: sustainable productive use of wet and rewetted peatlands. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 339-357. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/paludiculture-sustainable-productive-use-of-wet-and-rewetted-peatlands/494DE50954D10C06837A9B8CA0FA2FD0>
98. Joosten, H., Moen, A., Couwenberg, J. & Tanneberger, F. 2017a. Mire diversity in Europe: mire and peatland types. In: Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (eds.): *Mires and peatlands of Europe – Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 5-64.
99. Joosten, H., Couwenberg, J., Moen, A. & Tanneberger, F. 2017b. Mire and peatland terms and definitions in Europe. In: Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (eds.): *Mires and peatlands of Europe – Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 65-96.
100. Ketcheson, S. J. & Price, J. S. 2011. The impact of peatland restoration on the site hydrology of an abandoned block-cut bog. *Wetlands* 31: 1263–1274. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s13157-011-0241-0.pdf>
101. Ketcheson, S. J., Price, J. S., Sutton, O., Sutherland, G., Kessel, E. & Petrone, R. M. 2017. The hydrological functioning of a constructed fen wetland watershed. *Science of The Total Environment* 603:604: 593–605. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896971731505X>
102. Kettridge, N., Turetsky, M. R., Sherwood, J. H., Thompson, D. K., Miller, C. A., Benscoter, B. W., Flannigan, M. D., Wotton, B. M. & Waddington, J. M. 2015. Moderate drop in water table increases peatland vulnerability to post-fire regime shift. *Scientific reports* 5: 8063. <https://www.nature.com/articles/srep08063.pdf>
103. Klimkowska, A., van der Elst, D. J. D., & Grootjans, A. P. 2014. Understanding long-term effects of topsoil removal in peatlands: overcoming thresholds for fen meadows restoration. *Applied Vegetation Science* 18: 110–120. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/avsc.12127>
104. Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Belting, H., Beltman, B., Blüml, V., De Vries, Y., Geiger-Uddod, B., Grootjans, A. P., Hedberg, P., Jager, H. J., Kerkhof, D., Kollmann, J., Pawlikowski, P., Pleyl, E., Reinink, W., Rydin, H., Schrautzer, J., Sliva, J., Starik, R., Sundberg, S., Timmermann, T., Wolejko, L., van der Burg, R. F., van der Hoek, Dick, van Diggelen, J. M. H., van Heerden, A., van Tweel, L., Vegelin, K. & Kotowski, W. 2019. Are we restoring functional fens? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLOS ONE* 14: e0215645. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6481837/pdf/pone.0215645.pdf>
105. Kooijman, A. M., Cusell, C., Mettrop, I. S. & Lamers, L. P. M. 2015. Recovery of target bryophytes in floating rich fens after 25 yr of inundation by base-rich surface water with lower nutrient contents. *Applied Vegetation Science* 19: 53–65. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/avsc.12197>
106. Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttillä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila, T. & Lohila, A. 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. *Biogeosciences* 16: 3703–3723. <https://bg.copernicus.org/articles/16/3703/2019/bg-16-3703-2019.pdf>
107. Koropchak, S., Vitt, D.H., Bloise, R. & Wieder, R.K. 2012. Fundamental paradigms, foundation species selection, and early plant responses to peatland initiation on mineral soils. In: Vitt, D.H. & Bahti, J.S. (eds.): *Restoration and reclamation of boreal ecosystems - Attaining sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 76-100. [https://www.researchgate.net/publication/283487505\\_Fundamental\\_paradigms\\_foundation\\_species\\_selection\\_and\\_early\\_plant\\_responses\\_to\\_peatland\\_initiation\\_on\\_mineral\\_soils](https://www.researchgate.net/publication/283487505_Fundamental_paradigms_foundation_species_selection_and_early_plant_responses_to_peatland_initiation_on_mineral_soils)
108. Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen, J. & Moilanen, A. 2016. Framework for assessing and reversing ecosystem degradation. Report of the Finnish restoration prioritization working group on the options and costs of meeting the Aichi biodiversity target of restoring at least 15 percent of degraded ecosystems in Finland. *REPORTS OF THE MINISTRY OF THE ENVIRONMENT* 15en, pp. 68. [https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/74862/YMre\\_15en\\_2016.pdf](https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/74862/YMre_15en_2016.pdf)
109. Kotowski, W., Jabłońska, E. & Bartoszek, H. 2013. Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? *Biological Conservation*, 167, 292–297. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713002954/pdf>
110. Kotowski, W., Acreman, M., Grootjans, A., Klimkowska, A., Röföling, H. & Wheeler, B. 2016. Restoration of temperate fens: matching strategies with site potential. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 170-191. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/restoration-of-temperate-fens-matching-strategies-with-site-potential/5EB1CE0975EB53814D1E4F35629E5A4>
111. Kozub, Ł., Goldstein, K., Dembic, I., Wilk, M., Wyszomirski, T. & Kotowski, W. 2018. To mow or not to mow? Plant functional traits help to understand management impact on rich fen vegetation. *Applied Vegetation* 22: 27-38. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/avsc.12411>
112. Kozulin, A. V., Tanovitskaya, N. I. & Vershinskaya, I. N. 2010. Methodical recommendations for ecological rehabilitation of damaged mires and prevention of disturbances to the hydrological regime of mire ecosystems in the process of drainage. *Scientific and Practical Center for Bio Resources - Institute for Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus*, pp. 39. [http://content-ext.undp.org/aplavs\\_publications/2944594/Belarus\\_guidebook\\_%20peatland\\_restoration.pdf](http://content-ext.undp.org/aplavs_publications/2944594/Belarus_guidebook_%20peatland_restoration.pdf)
113. Lamers, L. P. M., Vile, M. A., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M. G., Richardson, C. J., Rochefort, L., Kooijman, A. M., Roelofs, J. G. M. & Smolders, A. J. P. 2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90: 182–203. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/brv.12102>
114. Landry, J. & Rochefort, L. 2012. The drainage of peatlands – Impacts and rewetting techniques. *Peatland Ecology Research Group, Département de phytologie, Université Laval, Québec*, pp. 53. [http://www.gret-perg.ulaval.ca/no\\_cache/en/pergs-publications/?tx\\_centrecherche\\_pi1\[showUId\]=5985](http://www.gret-perg.ulaval.ca/no_cache/en/pergs-publications/?tx_centrecherche_pi1[showUId]=5985)
115. Leifeld, J., Alewell, C., Bader, C., Krüger, J.P., Mueller, C.W., Sommer, M., Steffens, M. & Szidat, S. 2018. Pyrogenic carbon contributes substantially to carbon storage in intact and degraded northern peatlands. *Land Degradation and*

- Development 29: 2082–2091. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/dr.2812>
116. Leifeld, J., Wüst-Galley, C. & Page, S. 2019. Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. *Nature Climate Change* 9: 945–947. <https://www.nature.com/articles/s41558-019-0615-5>
117. Lohila, A., Minkkinen, K., Laine, J., Savolainen, I., Tuovinen, J.P., Korhonen, L., Laurila, T., Tiitäväinen, H. & Laaksonen, A. 2010. Forestation of boreal peatlands: Impacts of changing albedo and greenhouse gas fluxes on radiative forcing. *Journal of Geophysical Research* 115: G04011. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2010JG001327>
118. López Gonzales, M., Hergoualch, K., Angulo Núñez, Ó., Baker, T., Chimner, R., del Águila Pasquel, J., del Castillo Torres, D., Freitas Alvarado, L., Fuentealba Durand, B., García Gonzales, E., Kazuyo, H., Lilleskov, E., Málaga Durán, N., Maldonado Fonkén, M., Brañas, M. M., Mori Vargas, T., Planas Clarke, A. M., Roucoux, K. & Vacalla Ochoa, F. 2020. What do we know about Peruvian peatlands? *Occasional Paper* 210. Bogor, Indonesia: CIFOR, pp. 24. [https://www.cifor.org/publications/pdf\\_files/OccPapers/OP-210.pdf](https://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-210.pdf)
119. Luijten, R.C.K., Fritz, C. & Geurts, J.R. 2018. Effects of sod cutting on methane emissions from rewetted peat soils. MSc thesis Radboud University Nijmegen, pp. 37.
120. Mackin, F., Barr, A., Rath, P., Eakin, M., Ryan, J., Jeffrey, R. & Fernandez Valverde, F. 2017a. Best practice in raised bog restoration in Ireland. *Irish Wildlife Manuals*, No. 99. National Parks and Wildlife Service, Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Ireland, pp. 82. [https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/IWM99\\_RB\\_Restoration\\_Best%20Practice%20Guidance.pdf](https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/IWM99_RB_Restoration_Best%20Practice%20Guidance.pdf)
121. Mackin, F., Flynn, R., Barr, A. & Fernandez-Valverde, F. 2017b. Use of geographical information system-based hydrological modelling for development of a raised bog conservation and restoration programme. *Ecological Engineering* 106: 242–252. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857417302537>
122. Mahyudi, A., Al-Zaqie, I. & Tim Reforestasi KFCP 2014. Tree planting guide: reforestation programme. Technical Report: Kalimantan Forest and Climate Partnership, pp. 32. [http://www.forda-mof.org/index.php/download/attach/19\\_Tree\\_Planting\\_Guide\\_Reforestation\\_Programme1.pdf/3242](http://www.forda-mof.org/index.php/download/attach/19_Tree_Planting_Guide_Reforestation_Programme1.pdf/3242)
123. Marlier, M. E., Liu, T., Yu, K., Buonocore, J. J., Koplitz, S. N., DeFries, R. S., Mickley, L. J., Jacob, D. J., Schwartz, J., Wardhana, B. S. & Myers, S. S. 2019. Fires, smoke exposure, and public health: An integrative framework to maximize health benefits from peatland restoration. *GeoHealth* 3: 178–189. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2019GH000191>
124. McBride, A., Diack, I., Droy, N., Hamill, B., Jones, P., Schutten, J., Skinner, A. & Street, M. (eds.) 2011. The Fen Management Handbook. Scottish Natural Heritage, Perth, pp. 329. <https://www.nature.scot/sites/default/files/Publication%202011%20-%20Fen%20Management%20Handbook.pdf>
125. McCarter, C. P. R. & Price, J. S. 2015. The hydrology of the Bois-des-Bel peatland restoration - hydrophysical properties limiting connectivity between regenerated Sphagnum and remnant vacuum harvested peat deposit. *Ecohydrology* 8: 173–187. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eco.1498>
126. Menberu, M. W., Tahvanainen, T., Marttila, H., Irannezhad, M., Ronkanen, A.-K., Penttinen, J. & Kløve, B. 2016. Water-table-dependent hydrological changes following peatland forestry drainage and restoration: Analysis of restoration success. *Water Resources Research* 52: 3742–3760. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/2015WR018578>
127. Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J. S., Hokkanen, R., Kløve, B. & Ronkanen, A.K. 2017. Changes in pore water quality after peatland restoration: Assessment of a large-scale, replicated before/after/control/impact study in Finland. *Water Resources Research* 53: 8327–8343. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/2017WR020630>
128. Menberu, M. W., Haghigah, A. T., Ronkanen, A.-K., Marttila, H., & Kløve, B. 2018. Effects of drainage and subsequent restoration on peatland hydrological processes at catchment scale. *Water Resources Research*, 54. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2017WR022362>
129. Michaelis, D., Mrotzek, A. & Couwenberg, J. 2020. Roots, tissues, cells and fragments—How to characterize peat from drained and rewetted fens. *Soil Systems* 4, 12: 1–16. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4010012>
130. Middleton, B. A., Holsten, B. & Van Diggelen, R. 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9: 307–316. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1654-109X.2006.tb00680.x>
131. Minayeva, T., Bragg, O., Cherednichenko, O., Couwenberg, J., van Duinen, G.-J., Giesen, W., Grootjans, A., Grundling, P.-L., Nikolae, V. & van der Schaaf, S. 2008. Peatlands and biodiversity. In: Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. & Silvius, M. (eds.) 2008. *Assessment on peatlands, biodiversity and climate change*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International Wageningen, pp. 60–98. [http://www.imcg.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=35&id=1311192068](http://www.imcg.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=35&id=1311192068)
132. Minayeva, T., Bragg, O. & Sirin, A. 2016. Peatland biodiversity and its restoration. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 44–62. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatland-biodiversity-and-its-restoration/7D9E5F91AC0A2D1D37BED56EE2FB4EE>
133. Minayeva, T. Yu., Bragg, O.M. & Sirin, A.A. 2017. Towards ecosystem-based restoration of peatland biodiversity. *Mires and Peat* 19, Article 01: 1–36. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map19/map1901.php>
134. Minke, M., Augustin, J., Burlo, A., Yarmashuk, T., Chuvashova, H., Thiele, A., Freibauer, A., Tikhonov, V. & Hoffmann, M. 2016. Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences* 13: 3945–3970. <https://bg.copernicus.org/articles/13/3945/2016/bg-13-3945-2016.pdf>
135. Moxey, A. 2016. Assessing the opportunity costs associated with peatland restoration. IUCN Peatland Programme, pp. 15. <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-07/Andrew%20Moxey%20Assessing%20the%20opportunity%20costs%20of%20peatland%20restoration%20revised%20v2.pdf>
136. Moxey, A. & Moran, D. 2014. UK peatland restoration: Some economic arithmetic. *Science of The Total Environment* 484: 114–120. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969714003635>
137. Mrotzek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönnig, N. & Couwenberg, J. 2020. Mass balances of a drained and a rewetted peatland: on former losses and recent gains. *Soil Syst.* 4, 16: 1–14. <https://www.mdpi.com/2571-8789/4/1/16>
138. Nieminen, M., Sarkkola, S., Hellsten, S., Marttila, H., Piirainen, S., Sallantausta, T. & Lepistö, A. 2018. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests—Is there a legacy effect of drainage or not? *Water, Air, & Soil Pollution* 229, 286. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11270-018-3945-4.pdf>
139. Noreika, N., Kotze, D. J., Loukola, O. J., Sormunen, N., Vuori, A., Päivinen, J., Penttinen, J., Punttila, P. & Kotiaho, J. S. 2016. Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation* 196: 103–114. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320716300593>
140. Nugent, K.A., Strachan, I.B., Strack, M., Roulet, N.T. & Rochefort, L. 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to a carbon sink. *Global Change Biology*, 24: 5751–5768. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.14449>
141. Nuyim, T. 2005. Guideline on peat swamp forest rehabilitation and planting in Thailand. Global Environment Centre & Wetlands International – Thailand Office, pp. 97. [http://www.gec.org.my/view\\_file.cfm?fileid=2898](http://www.gec.org.my/view_file.cfm?fileid=2898)
142. Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 34, e2019GB006503. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2019GB006503>
143. O'Kelly B.C. 2008. On the geotechnical design and use of peat bunds in the conservation of bogs, Proceedings of the International Conference on Geotechnical Engineering (ICGE'08), 24th–26th March, Hammamet, Tunisia. Vol. 1, pp. 259 – 267. <https://pdfs.semanticscholar.org/328b/91551bac77944dea6c060f86ed1fb6bf4eb.pdf?qa=2.170566944.1621837050.1595264150-784764260.1592311684>
144. Okrusko, H. 1993 Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 406: 3–73. [http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-article-7106560c-4d5e-44aa-b048-884ac8fb80b/c/Zeszyt\\_Probl\\_Poste\\_Nau\\_Rol\\_r.1993\\_t.406\\_s.3-73.PDF](http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-article-7106560c-4d5e-44aa-b048-884ac8fb80b/c/Zeszyt_Probl_Poste_Nau_Rol_r.1993_t.406_s.3-73.PDF)
145. Page, S., Graham, L., Hoscilo, A. & Limin, S. 2008. Vegetation restoration on degraded tropical peatlands: Opportunities and barriers. In: Wösten, J.H.M., Riele, J.O. & Page, S.E. (eds.): *Restoration of tropical peatlands*. Alterra - Wageningen University and Research Centre, and the EU INCO – RESTORPEAT Partnership. pp. 64–68. [https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6\\_en.pdf](https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6_en.pdf)
146. Page, S., Hoscilo, A., Wösten, H., Jauhainen, J., Silvius, M., Riele, J., Ritzema, H., Tansey, K., Graham, L., Vasander, H. & Limin, S. 2009. Restoration ecology of lowland tropical peatlands in Southeast Asia – current knowledge and future research directions. *Ecosystems* 12: 288–905. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10021-008-9216-2.pdf>
147. Parish, F., Yan, L. S., Zainuddin, M. F. & Giesen, W. (Eds.). 2019. *RSPO manual on Best Management Practices (BMPs) for management and rehabilitation of peatlands*. 2nd Edition, RSPO, Kuala Lumpur, pp. 178. [http://www.gec.org.my/view\\_file.cfm?fileid=3458](http://www.gec.org.my/view_file.cfm?fileid=3458)
148. Parry, L. E., Holden, J. & Chapman, P. J. 2014. Restoration of blanket peatlands. *Journal of environmental management* 133:193–205. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713007263>
149. Pedroli, B. 1990. Ecohydrological parameters indicating different types of shallow groundwater. *Journal of Hydrology* 120: 381–404. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/002216949090160Y>
150. Pfadenhauer, J. & Grootjans, A. 1999. Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2: 95–106. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2307/1478886>
151. Phillips, V. D. 1998. Peatswamp ecology and sustainable development in Borneo. *Biodiversity & Conservation* 7: 651–671. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008808519096>
152. Prager, A., Barthelmes, A. & Joosten, H. 2006. A touch of tropics in temperate mires: on Alder carrs and carbon cycles. *Peatlands International* 2006/2: 26–31.
153. Price, J. 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* 202: 21–32. [http://www.gret-perg.ulaval.ca/uploads/tx\\_centrerecherche/Price\\_J\\_Hydrol\\_1997.pdf](http://www.gret-perg.ulaval.ca/uploads/tx_centrerecherche/Price_J_Hydrol_1997.pdf)
154. Price, J. S., McLaren, R. G. & Rudolph, D. L. 2010. Landscape restoration after oil sands mining: conceptual design and hydrological modelling for fen reconstruction. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 24: 109–123. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17480930902955724>
155. Price, J., Evans, C., Evans, M., Allott, T. & Shuttleworth, E. 2016. Peatland restoration and hydrology. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 77–94. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatland-restoration-and-hydrology/69CA89F28305A7E57178F02689C06FAZ>
156. Puspitaloka, D., Kim, Y., Purnomo, H. & Fulé, P. Z. 2020. Defining ecological restoration of peatlands in Central Kalimantan, Indonesia. *Restoration Ecology* 28: 435–446. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.13097>
157. Quinty, F. & Rochefort, L. 2003. *Peatland restoration guide*, second edition. Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Québec. pp. 106. <http://www.gret-perg>

[uval.ca/no\\_cache/en/pergs-publications/?tx\\_centrerecherche\\_pi1\[showUid\]=6192](http://uval.ca/no_cache/en/pergs-publications/?tx_centrerecherche_pi1[showUid]=6192)

In 2019 and 2020, Chapter 4 was revised and republished in independent booklets;

[Planning Restoration Projects](#) (replace pp. 13 to 24 in the 2003 Guide)

[Site Preparation and Rewetting](#) (replace pp. 25 to 35 and pp. 60 to 62)

[Plant Material Collecting and Donor Site Management](#) (replace pp. 36 to 45)

[Spreading of Plant Material, Mulch and Fertilizer](#) (replace pp. 46 to 59)

158. Rehell, S., Similä, M., Vesterinen, P., Ilmonen, J. & Haapalehto, S. 2014 Planning peatland restoration projects. In: Similä, M., Aapala, K. & Penttinen, J. (eds): Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland. Metsähallitus, Vantaa, pp. 34-37. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/show/1733>

159. Ritson, J., Alderson, D., Robinson, C., Burditt, A., Heinemeyer, A., Stimson, A., Gallego-Sala, A., Harris, A., Quillet, A., Malik, A., Cole, B., Robroek, B., Heppell, C., Rivett, D., Shuttleworth, E., Lilleskov, E., Cox, F., Clay, G., Diack, I., Rowson, J., Pratscher, J., Lloyd, J., Walker, J., Belyea, L., Dumont, M., Longden, M., Bell, N., Artz, R., Bardgett, R., Griffiths, R., Andersen, R., Chadburn, S., Hutchinson, S., Page, S., Thom, T., Burn, W. & Evans, M. 2021. Towards a microbial process-based understanding of the resilience of peatland ecosystem service provisioning – a research agenda. *Science of the Total Environment* 759. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720369989>

160. Ritzema, H., Limin, S., Kusin, K., Jauhainen, J. & Wösten, H. 2014. Canal blocking strategies for hydrological restoration of degraded tropical peatlands in Central Kalimantan, Indonesia. *Catena* 114: 11–20 <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816213002531>

161. Sanoins, M., Stavert, A. R., Pouler, B., Bousquet, P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Raymond, P. A., Dlugokencky, E. J., Houweling, S., Patra, P. K., Ciais, P., Arora, V. K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K. M., Carroll, M., Castaldi, S., Chandra, N., Crevoisier, C., Crill, P. M., Covey, K., Curry, C. L., Etiope, G., Frankenberg, C., Gedney, N., Hegglin, M. I., Höglund-Isaksson, L., Hugelius, G., Ishizawa, M., Ito, A., Janssens-Maenhout, G., Jensen, K. E. M., Joos, F., Kleinen, T., Krummel, P. B., Langenfelds, R. L., Laruelle, G. G., Liu, L., Machida, T., Maksyutov, S., McDonald, K. C., McNorton, J., Miller, P. A., Melton, J. R., Morino, I., Müller, J., Murguía-Flores, F., Naik, V., Niwa, Y., Noce, S., O'Doherty, S., Parker, R. J., Peng, C., Peng, S., Peters, G. P., Prigent, C., Prinn, R., Ramonet, M., Regnier, P., Riley, W. J., Rosentretre, J. A., Segers, A., Simpson, I. J., Shi, H., Smith, S. J., Steele, L. P., Thornton, B. F., Tian, H., Tohjima, Y., Tubiello, F. N., Tsuruta, A., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weber, T. S., van Weele, M., van der Werf, G. R., Weiss, R. F., Worthy, D., Wunch, D., Yin, Y., Yoshida, Y., Zhang, W., Zhang, Z., Zhao, Y., Zheng, B., Zhu, Q., Zhu, Q. & Zhuang, Q. 2020. The global methane budget 2000–2017. *Earth System Science Data* 12: 1561–1623. <https://essd.copernicus.org/articles/12/1561/2020/essd-12-1561-2020.pdf>

162. Schäfer, A. 2016. Welfare aspects of land use on peatland. In: Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (eds.): *Paludiculture – productive use of wet peatlands*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 134-141. <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652839>

163. Schimelpfenig, D. W., Cooper, D. J. & Chimner, R. A. 2014. Effectiveness of ditch blockage for restoring hydrologic and soil processes in mountain peatlands. *Restoration Ecology* 22:257–265. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/rec.12053>

164. Schipper, A.M., Zeevat, R., Tanneberger, F., van Zuidam, J. P., Hahne, W., Schep, S.A., Loos, S., Bleuten, W., Joosten, H., Lapshina, E.D. & Wassen, M.J. 2007. Vegetation characteristics and eco-hydrological processes in a pristine mire in the Ob River valley (Western Siberia). *Plant Ecology* 193: 131-145. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11258-006-9253-x.pdf>

165. Schouwenars, J. 1993. Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia* 265: 217-224. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00007270.pdf>

166. Schumann, M. & Joosten, H. 2008. *Global peatland restoration manual*. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, pp. 68. [www.imcg.net/media/download\\_gallery/books/gprm\\_01.pdf](http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/gprm_01.pdf)

167. SER 2004: Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson <https://www.ser-irc.org/resource/the-ser-international-primer-on/>

168. Shuttleworth, E. L., Evans, M. G., Pilkington, M., Spencer, T., Walker, J., Milledge, D. & Allott, T. E. H. 2019. Restoration of blanket peat moorland delays stormflow from hillslopes and reduces peak discharge. *Journal of Hydrology X*, 2, 100006. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589915518300063>

169. Similä, M., Aapala, K. & Penttinen, J. (eds.) 2014. *Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland*. Metsähallitus, Vantaa, pp. 84. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisu/show/1733>

170. Sirin, A.A., Medvedeva, M.A., Makarov, D.A., Maslov, A.A. & Joosten, H. 2020. Multispectral satellite based monitoring of land cover change and associated fire reduction after large-scale peatland rewetting following the 2010 peat fires in Moscow Region (Russia). *Ecological Engineering* 158, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857420303323/pdf>

171. Stańko, R., Wolejko, L. & Pawlaczyk, P. (eds.) 2018. *A Guidebook on Good Practices of alkaline fen conservation*. Klub Przyrodników Publishing House, Świebodzin, pp. 170. [http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2018/11/GUIDEBOOK\\_EN.pdf](http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2018/11/GUIDEBOOK_EN.pdf)

172. Staubli, P. 2004. Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 149/2–3: 75–81. [https://www.beckstaubli.ch/files/dokumente/moorregeneration/Regeneration\\_von\\_Hochmooren\\_im\\_Kanton\\_Zug\\_NGZ\\_2004.pdf](https://www.beckstaubli.ch/files/dokumente/moorregeneration/Regeneration_von_Hochmooren_im_Kanton_Zug_NGZ_2004.pdf)

173. Suryadiputra, I.N.N., Dohong, A., Wasodo, S.B., Muslihat, L., Lubis, I.R., Hasudungan, F. & Wibisono, I.T.C. 2005. A guide to the blocking of canals and ditches in conjunction with the community. *Wetlands International – Indonesia Programme and Wildlife Habitat Canada*, Bogor, Indonesia, 170 pp. [https://www.researchgate.net/profile/Alue\\_Dohong2/publication/322525860\\_A\\_guide\\_to\\_the\\_blocking\\_of\\_canals\\_and\\_ditches\\_in\\_conjunction\\_with\\_the\\_community/links/5bac27f8458515747ea587b/A-guide-to-the-blocking-of-canals-and-ditches-in-conjunction-with-the-community.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Alue_Dohong2/publication/322525860_A_guide_to_the_blocking_of_canals_and_ditches_in_conjunction_with_the_community/links/5bac27f8458515747ea587b/A-guide-to-the-blocking-of-canals-and-ditches-in-conjunction-with-the-community.pdf) Also available in Indonesian as: "Panduan Penyekatan Parit dan Saluran di Lahan Gambut Bersama Masyarakat."

174. Tanneberger, F. & Kubacka, J. (eds.) 2018. *The Aquatic Warbler Conservation Handbook*. Brandenburg State Office for Environment, Potsdam. [http://www.lifeschreidiadler.de/data/user/Downloads/D06\\_Aquatic%20Warbler%20Conservation%20Handbook%20-%20Lfu%202018.pdf](http://www.lifeschreidiadler.de/data/user/Downloads/D06_Aquatic%20Warbler%20Conservation%20Handbook%20-%20Lfu%202018.pdf) (60 Mb!)

175. Tanneberger, F. & Wichtmann, W. (eds.) 2011. *Carbon credits from peatland rewetting. Climate – biodiversity – land use*. Schweizerbart, Stuttgart, pp. 223. [https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652716/Tanneberger\\_Wichtmann\\_Carbon\\_credits\\_fr](https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652716/Tanneberger_Wichtmann_Carbon_credits_fr)

176. Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Dylawski, M., Flade, M. & Joosten, H. 2009. Commercially cut reed as a new and sustainable habitat for the globally threatened Aquatic Warbler. *Biodiversity and Conservation* 18: 1475-1489. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10531-008-9495-0.pdf>

177. Tata, H.L. & Susmianto, A. 2016. – *Prospek Paludikultur Ekosistem Gambut Indonesia*. Pusat Penelitian dan Pengembangan Hutan (FORDA, MoEF) and Wetlands International Indonesia. FORDA Press, Bogor, 71 pp. <https://indonesia.wetlands.org/id/download/1803/>

178. Taylor, N. & Price, J. 2015. Soil water dynamics and hydrophysical properties of regenerating Sphagnum layers in a cutover peatland. *Hydrological Processes* 29: 3878-3892. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/hyp.10561>

179. Taylor, N.G., Grillas, P. & Sutherland, W.J. 2018a. *Peatland conservation: Global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation*. University of Cambridge, Cambridge, UK, 236 pp. [https://www.researchgate.net/publication/323551453\\_Peatland\\_Conservation\\_Global](https://www.researchgate.net/publication/323551453_Peatland_Conservation_Global)

[Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Peatland Vegetation/citation/download](#)

180. Taylor, N.G., Grillas, P. & Sutherland, W.J. 2018b. *Peatland conservation. Global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation*. In: Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Ockendon, N., Petrovan, S. O. & Smith, R. K. (eds.): *What Works in Conservation*. Open Book Publishers, pp. 330-392. <https://www.jstor.org/stable/pdf/10.2307/j.ctv4ncnwf.9>

181. Taylor, N.G., Grillas, P., Fennessy, M.S., Goodyer, E., Graham, L.L.B., Karofeld, E., Lindsay, R.A., Locky, D.A., Ockendon, N., Rial, A., Ross, S., Smith, R.K., van Diggelen, R., Whinam, J. & Sutherland, W.J. 2019. A synthesis of evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation: overview and critical discussion. *Mires and Peat* 24, Article 18: 1–21. [http://mires-and-peat.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=326&id=156112066](http://mires-and-peat.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=326&id=156112066)

182. Thom, T., Evans, M., Evans, C. & Allott, T. 2016. Blanket mire restoration and its impact on ecosystem services. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 153-169. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/blanket-mire-restoration-and-its-impact-on-ecosystem-services/CA2DA99A76697CCFD8A69307C04FC268>

183. Thom, T., Hanlon, A., Lindsay, R., Richards, J., Stoneman, R. & Brooks, S. 2019. *Conserving bogs: The management handbook 2<sup>nd</sup> edition*. <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/header-images/Resources/Conserving%20Bogs%20The%20Management%20Handbook%202nd%20Edition.pdf>

184. Tian, H., X1, R., Canadell, J. G., Thompson, R. L., Winwarter, W., Suntharalingam, P., Davidson, E. A., Ciais, P., Jackson, R., Janssens-Maenhout, G., Prather, M. J., Regnier, P., Pan, N., Pan, S., Peters, G. P., Shi, H., Tubiello, F. N., Zaehle, S., Zhou, F., Arnett, A., Battaglia, G., Berthet, S., Bopp, L., Bouwman, A. F., Buitenhuis, E. T., Chang, J., Chipperfield, M. P., Dangal, S. R. S., Dlugokencky, E., Elkins, J. W., Eyre, B. D., Fu, B., Hall, B., Ito, A., Joos, F., Krummel, P. B., Landolfi, A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Li, W., Lienert, S., Maavara, T., MacLeod, M., Millet, D. B., Olin, S., Patra, P. K., Prinn, R. G., Raymond, P. A., Ruiz, D. J., van der Werf, G. R., Vuichard, N., Wang, J., Weiss, R. F., Wells, K. C., Wilson, C., Yang, J. & Yao, Y. 2020. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature* 586: 248–256. <https://www.nature.com/articles/s41586-020-2780-0>

185. Timmermann, T., Joosten, H. & Succow, M. 2009. *Restaurierung von Mooren*. In: Zerbe, S. & Wiegand, G. (eds.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum, Heidelberg, pp. 55-93. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-48517-0\\_3](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-48517-0_3)

186. Tomassen, H. B.M., Smolders, A. J. P., van Herk, J. M., Lamers, L. P. M. & Roelofs, J. G. M. 2003. Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: An experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science* 6: 141-152. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00574.x>

187. Tomassen, H. B.M., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M. & Roelofs, J. G. M. 2004. Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: The importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10533-004-3931-3.pdf>

188. Tomassen, H. B.M., Smolders, A. J.P., van der Schaaf, S., Lamers, L. P.M. & Roelofs, J. G.M. 2012. Restoration of raised bogs: Mechanisms and case studies from the Netherlands. In: Eiselová, M. (ed.): *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe: Principles and case studies*. Springer, Dordrecht, pp. 285-330. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-9265-6\\_15](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-9265-6_15)

189. Turjanman, M., Saito, H., Santoso, E., Susanto, A., Gaman, S., Limin, S. H., Shibuya, M., Takahashi, K., Tamai, Y., Osaki, M. & Tawarayama, K. 2008. Effect of ectomycorrhizal fungi inoculated on *Shorea balangerana* under field conditions in peat swamp forests. In: Wösten, J.H.M., Rieley, J.O. & Page, S.E. (eds.): *Restoration of tropical peatlands*. Alterra - Wageningen University and Research Centre, and the EU INCO – RESTORPEAT Partnership, pp. 154-159. [https://cordis.europa.eu/docs/results/5/10510931/127976191-6\\_en.pdf](https://cordis.europa.eu/docs/results/5/10510931/127976191-6_en.pdf)

190. Turner, E. K., Worrall, F. & Burt, T.P. 2013. The effect of drain blocking on the dissolved organic carbon (DOC) budget of an upland peat catchment in the UK. *Journal of Hydrology* 479: 169-179. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169412010384>
191. Urzainki, I., Laurén, A., Palviainen, M., Hahti, K., Budiman, A., Basuki, I., Netzer, M. & Hökkä, H. 2020. Canal blocking optimization in restoration of drained peatlands. *Biogeosciences Discussions*, in review. <https://bg.copernicus.org/preprints/bg-2020-83/bg-2020-83.pdf>
192. Van Diggelen, J. M. H., Bense, I. H. M., Brouwer, E., Limpens, J., van Schie, J. M. M., Smolders, A. J. P. & Lamers, L. P. M. 2015. Restoration of acidified and eutrophied rich fens: Long-term effects of traditional management and experimental liming. *Ecological Engineering*, 75, 208–216. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S09258574144006648/pdf>
193. Van Dijk, J., Stroetenga, M., Bos, L., Van Bodegom, P. M., Verhoef, H. A. & Aerts, R. 2004. Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71: 317-337. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10533-004-0079-0.pdf>
194. Van Duinen, G.-J., Tomassen, H., Limpens, J., Smolders, F., van der Schaaf, S., Verberk, W., Groenendijk, D., Wallis de Vries, M. & Roelofs, J. 2011. Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. Samenvatting onderzoek en handleiding hoogveenherstel 1998-2010. Bosschap, Driebergen, pp. 89. [https://www.natuurkennis.nl/Uploaded\\_files/Publicaties/obn150-nz-perspectieven-voor-hoogveenherstel-in-nederland.0039e3.pdf](https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/obn150-nz-perspectieven-voor-hoogveenherstel-in-nederland.0039e3.pdf)
195. Van Duinen, G.-J., von Asmuth, J., van Loon, A., van der Schaaf, S. & Tomassen, H. 2017. Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen. Kennis, praktijkervaring en kennisleemten bij de inrichting van hoogveenkenmeren, randzones en bufferzones. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen, pp. 301. [https://www.natuurkennis.nl/Uploaded\\_files/Publicaties/obn212-nz-duurzaam-herstel-hoogveenlandschappen.56d5db.pdf](https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/obn212-nz-duurzaam-herstel-hoogveenlandschappen.56d5db.pdf)
196. Van Walsum, P.E.V. & Joosten, J.H.J. 1994. Quantification of local ecological effects in regional hydrologic modelling of bog reserves and surrounding agricultural lands. *Agricultural Water Management* 25: 45 - 55. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378377494900523>
197. Veeken, A. & Wassen, M.W. 2020. Impact of local- and regional-scale restoration measures on a vulnerable rich fen in the Naardermeer nature reserve (the Netherlands). *Plant Ecology* <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01049-6>
198. Vermeer, J.G. & Joosten, J.H.J. 1992. Conservation and management of bog en fen reserves in the Netherlands. In: Verhoeven, J.T.A. (ed.): *Fens and Bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Geobotany 18, Kluwer Academic Publishers Dordrecht, 433 - 478. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-015-7997-1\\_10](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-015-7997-1_10)
199. Vile, M. A., Bridgman, S. D., Wieder, R. K. & Novak, M. 2003. Atmospheric sulfur deposition alters pathways of gaseous carbon production in peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 17. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/2002GB001966>
200. Von Unger, M., Emmer, I., Joosten, H. & Couwenberg, J. 2019. Designing an international peatland carbon standard: Criteria, best practices and opportunities. *Umweltbundesamt, Dessau. Climate Change | 42/2019*, pp. 103. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-28\\_cc42-2019\\_sca\\_peatland\\_standards\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-28_cc42-2019_sca_peatland_standards_0.pdf)
201. Vroom, R., Temmink, R.J.M., van Dijk, G., Joosten, H., Lammers, L.P.M., Smolders, A.J.P., Kreb, M. Gaudig, G. & Fritz, C. 2020. Nutrient dynamics of Sphagnum farming on rewetted bog grassland in NW Germany. *Science of the Total Environment* 726, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720319835>
202. Waddington, J. M., Morris, P. J., Kettridge, N., Granath, G., Thompson, D. K., & Moore, P. A. 2015. Hydrological feedbacks in northern peatlands. *Ecohydrology* 8: 113-127. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eco.1493>
203. Wallage, Z. E., Holden, J. & McDonald, A. T. 2006. Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the Total Environment* 367: 811–821. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969706001215>
204. Wassen, M.J. & Joosten, J.H.J. 1996. In search of a hydrological explanation for vegetation changes along a fen gradient in the Biebrza Upper Basin (Poland). *Vegetatio* 124: 191 - 209. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00045494.pdf>
205. Watts, C.H. & Mason, N.W.H. 2015. If we build — they mostly come: partial functional recovery but persistent compositional differences in wetland beetle community restoration. *Restoration Ecology* 23: 555–565. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12227>
206. Wheeler, B. D., & Shaw, S. C. 1995. Restoration of damaged peatlands – with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. London: HMSO, <http://142.44.210.7/bitstream/123456789/562/1/Wheeler%2c%20Shaw.%20Restoration%20of%20Damaged%20Peatlands.%20With%20particular%20reference%20to%20lowland%20raised%20bogs%20affected%20by%20peat%20extraction.pdf>
207. Wibisono, I.T.C. & Dohong, A. 2017. Technical guidance for peatland revegetation. Peatland Restoration Agency (BRG) of the Republic of Indonesia. Jakarta, pp. 85. <http://brg.go.id/download/3413/>
208. Wichmann, S. 2018. Economic incentives for climate smart agriculture on peatlands in the EU. *Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe* 01/2018, pp. 38. [https://greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/Report\\_Economic%20incentives\\_Cinderella\\_GMC%20Proceedings\\_web.pdf](https://greifswaldmoor.de/files/dokumente/GMC%20Schriften/Report_Economic%20incentives_Cinderella_GMC%20Proceedings_web.pdf)
209. Wichmann, S., Brander, L., Schäfer, A., Schaafsma, M., van Beukering, P., Tinch, D. & Bonn, A. 2016. Valuing peatland ecosystem services. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge University Press/ British Ecological Society, Cambridge, pp. 314-338. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/valuing-peatland-ecosystem-services/ABF78AB2309E4337C23340081748E483>
210. Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (eds.) 2016. *Paludiculture – productive use of wet peatlands. Climate protection – biodiversity – regional economic benefits*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 272. <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652839>
211. Wijedasa, L. S., Vernimmen, R., Page, S. E., Mulyadi, D., Bahri, S., Randi, A., Evans, T. A., Lasmito, Priatna, D., Jensen, R. M. & Hooijer, A. 2020. Distance to forest, mammal and bird dispersal drive natural regeneration on degraded tropical peatland. *Forest Ecology and Management* <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112719315907>
212. Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Quine, C. P., Russell, N., Stephen, L. & Thompson, D. B.A. 2014. Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology* 51: 204-213. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2664.12173>
213. Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, J., Armstrong, A. & Morris, M. 2011. Ditch blocking, water chemistry and organic carbon flux: Evidence that blanket bog restoration reduces erosion and fluvial carbon loss, *Science of the Total Environment* 409: 2010–2018. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969711002099>
214. Wilson, D. Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyasar, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, Strack, A. M. & Tuittila, E.-S. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 17, Article 04, 1–28. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map17/map1704.php>
215. Worrall, F., Boothroyd, I. M., Gardner, R. L., Howden, N. J. K., Burt, T. P., Smith, R., Mitchell, L., Kohler, T. & Gregg, R. 2019. The impact of peatland restoration on local climate: Restoration of a cool humid island. *JGR Biogeosciences* 124: 1696-1713. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2019JG005156>
216. Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A. & Steffenhagen, P. 2014. How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – Implications for fen restoration. *Ecological Engineering* 66: 82–90. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857413004187>
217. Zeitz, J. 2016. Drainage induced peat degradation processes. In: Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (eds.): *Paludiculture – productive use of wet peatlands*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 7-9. <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652839>

Las opiniones y designaciones expresadas en esta publicación son las de sus autores y no necesariamente representan puntos de vista oficialmente adoptados por la Convención sobre los Humedales o su Secretaría.

Esta publicación puede ser reproducida en su totalidad o en parte y en cualquier forma para fines educativos o sin fines de lucro sin ningún permiso especial de los titulares de los derechos de autor, siempre que se cite la fuente.

La Secretaría agradecería recibir una copia de cualquier publicación o material que utilice este documento como fuente.

Salvo que se indique lo contrario, esta publicación está protegida por una licencia de Atribución No Comercial-Sin Obras Derivadas de Creative Commons.



La Secretaría de la Convención sobre los Humedales publica los Informes Técnicos de Ramsar en español, francés e inglés (los idiomas oficiales de la Convención) en formato electrónico y también en forma impresa cuando se le solicita.

Los Informes Técnicos de Ramsar se pueden descargar en la siguiente dirección: <https://www.ramsar.org/es/recursos/informes-tecnicos-de-ramsar>.

Se puede obtener información sobre el GECT en la siguiente dirección: <http://www.ramsar.org/es/acerca-de/el-grupo-de-examen-cientifico-y-tecnico-gect>.

Si desea obtener más información sobre los Informes Técnicos de Ramsar o solicitar información sobre el modo de contactar con sus autores, sírvase ponerse en contacto con la Secretaría sobre los Humedales utilizando la siguiente dirección: [stp@ramsar.org](mailto:stp@ramsar.org).

Publicado por la Secretaría de la Convención sobre los Humedales.

© 2021 Secretaría de la Convención sobre los Humedales.

## La Convención sobre los Humedales



La Convención sobre los Humedales, también conocida como la Convención de Ramsar, es el tratado intergubernamental que ofrece el marco para la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos.

# Anexo I: Valores, servicios de los ecosistemas y metas de restauración

Las metas concretas de restauración de las turberas se seleccionan sobre la base de qué se necesita o desea y qué resulta posible. La restauración puede apuntar a mejorar la biodiversidad, disminuir el riesgo de incendios, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, mejorar el suministro de agua, aumentar la seguridad alimentaria, enriquecer la experiencia que ofrece el paisaje, proteger valores históricos, etc., y todas las combinaciones posibles de estos resultados. La restauración debe elegir qué metas habrán de alcanzarse, porque no todas las metas pueden combinarse.

Las metas de restauración pueden formularse en función de los servicios de los ecosistemas, es decir, los beneficios que las personas y la sociedad obtienen de los ecosistemas<sup>1</sup>. Los servicios de los ecosistemas incluyen no solo productos materiales comercializables sino también una amplia variedad de valores menos tangibles. En el cuadro siguiente se presenta una sinopsis de estos servicios. Se basa en la Clasificación Internacional Común de los Servicios de los Ecosistemas (CICES), que fue desarrollada en nombre de la Agencia Europea de Medio Ambiente, la División de Estadística de las Naciones Unidas y el Banco Mundial, para sistematizar el monitoreo y la valoración de los servicios de los ecosistemas y la presentación de informes al respecto. Esta clasificación utiliza tres categorías principales (servicios de aprovisionamiento, de regulación y culturales) y las divide en subcategorías (Bonn *et al.*, 2016). Mientras que estas tres categorías de servicios de los ecosistemas son utilizadas directamente por los seres humanos, los servicios de apoyo que brindan los ecosistemas no son consumidos o disfrutados directamente por las personas y, por lo tanto, están excluidos (Kahn, 2020). Algunos ejemplos de servicios de apoyo que brindan los ecosistemas son la producción primaria, la producción secundaria, la biodiversidad, los recursos genéticos y el ciclo de nutrientes.

El término “servicios de los ecosistemas” puede dar la idea de que la atención se centra únicamente en los beneficios “materiales” que pueden proporcionar las turberas, que van desde suministro de alimentos, forraje, fibra y combustible, control de inundaciones y desnitrificación hasta regulación de las condiciones climáticas. El concepto de “servicios de los ecosistemas”, sin embargo, incluye una gama mucho más amplia de valores y abarca todas las relaciones pertinentes para los seres humanos y la humanidad.

Los servicios de los ecosistemas se confunden a veces con la biodiversidad. La biodiversidad no es en sí misma un servicio de los ecosistemas, sino que sustenta el suministro de esos servicios. El valor que algunas personas otorgan a la biodiversidad en sí misma se recoge en los servicios culturales de los ecosistemas como valores espirituales, estéticos o educativos. Otros servicios de los ecosistemas estrechamente asociados con la biodiversidad son la alimentación, los recursos genéticos, la madera, los combustibles de biomasa, la recreación y el ecoturismo.

---

1 En el contexto de la política sobre el cambio climático, los servicios de los ecosistemas también se denominan “contribuciones de la naturaleza a las personas” (Diaz *et al.*, 2018, de Groot *et al.*, 2018).

**Cuadro 1:** Servicios de los ecosistemas de las turberas según la Clasificación Internacional Común de los Servicios de los Ecosistemas (CICES), adaptada para las turberas (Joosten, 2016).

Sección	División	Grupo	Subgrupo	Ejemplos de bienes y servicios proporcionados por las turberas	
				(Potencial) secuestro de turba (sin drenaje)	Degradación de la turba (drenada o profundamente anegada)
Aprovisionamiento	Nutrición: alimentos y forraje	Natural	Carne de caza gestionada	Animales de caza y aves silvestres, pescado, bayas, setas, sagú, miel	Carne de poblaciones de alta densidad que degradan la turba por el pisoteo, el sobrepastoreo o el control de incendios
				Apoyado	Forraje <i>in situ</i>
		Cultivado	Forraje <i>ex situ</i>	Heno y ensilado de material vegetal de carrizo húmedo	Heno y ensilado de turberas drenadas y fertilizadas
			Agua potable, de riego, para usos industriales y enfriamiento	Aceite de especies de <i>Shorea</i> , almidón de sagú	Zanahorias, patatas, aceite de palma, maíz, etc.
	Agua	Productos farmacéuticos	Aromatizantes	Aguas efluentes (excedente)	Aguas superficiales y subterráneas extraídas
				Medicamentos y manjares	Plantas (y animales) medicinales (p. ej., <i>Drosera</i> , <i>Menyanthes</i> , <i>Ledum</i> )
	Materiales	Fibras	Materiales de construcción	Plantas para aromatizar bebidas (p. ej., <i>Menyanthes</i> , <i>Acorus</i> , <i>Hierachloe</i> )	Turba para aromatizar whisky
				Prendas de vestir y textiles	Plantas (p. ej. <i>Phragmites</i> , <i>Typha</i> ) para techado, aislamiento, construcción, empalizado y enchapado
		tierra para macetas	Sustratos para cultivo, filtrado y lecho	Piel, cuero, lana	Fibra de turba de algodoncillo, cáñamo, lana procedente del pastoreo de ovejas de alta intensidad
				Pasta para papel y celulosa	Biomasa de <i>Phragmites</i> , <i>Phalaris</i> , <i>Papyrus</i> , <i>Typha</i>
				Turba para lechos en establos, filtros, carbón activo, absorbente de derrames de petróleo, pañales	
					Turba como componente de sustratos de cultivo hortícola

	Fertilizantes	Enriquecimiento de nutrientes	Compost de biomasa de gramíneas o carrizo	Ceniza de turba como fertilizante potásico, turba de gramíneas o carrizo como fertilizante nitrogenado	
		Mejora de la estructura del suelo	Compost de biomasa	Turba para mejorar la estructura del suelo	
	Productos químicos	Materias primas para aplicaciones químicas	Savia vegetal refinada, látex (jelutong)	Ceras y tintes de turba, carbón activado de turba	
		Combustible fósil	Gas de pantano (metano)	Turba y combustibles derivados de turba	
	Combustible	Combustible a base de biomasa	Carrizo, ciperáceas, madera	Aceite de palma, maíz para la producción de biogás, madera, caña de azúcar para la producción de alcohol	
		...para la provisión de biomasa	(Ver nutrición, materiales y combustible)	(Ver nutrición, materiales y combustible); estanques para peces	
		...para el desarrollo urbano, industrial y de infraestructura	Espacio para parques eólicos, infraestructura para el transporte	Espacio para asentamientos, puertos, aeropuertos, complejos industriales, embalses hidroeléctricos, vertederos	
	Espacio	...para la defensa y el aislamiento	Espacio para campos de entrenamiento militar de baja intensidad	Espacio para campos de entrenamiento militar de alta intensidad	
		Biorremediación	Dilución y sedimentación	Líneas de defensa y fronteras escasamente gestionadas	Líneas de defensa y fronteras intensamente gestionadas
			Regulación de flujos de agua	Regulación de flujos de agua	Drenaje y recuperación de turberas relacionadas
Regulación	Regulación de flujos	Regulación de flujos de agua	Espacio para prisiones y campos de trabajo	Tratamiento de aguas residuales, desnitrificación	
		Regulación de caudal	Desnitrificación, retención y secuestro de nutrientes en plantas y turba	-	
	Regulación del entorno físico	Regulación de caudal	Atenuación de la escorrentía y de las tasas de descarga, mitigación de inundaciones aguas abajo	Descarga rápida y aumento de la capacidad de amortiguación tras el drenaje	
Regulación	Regulación de flujos	Regulación de flujos de agua	Mantenimiento del caudal base, protección del litoral	Descarga rápida y aumento de la capacidad de amortiguación tras el drenaje	
		Regulación de caudal	Control de la erosión	-	
	Regulación del entorno físico	Clima mundial	Secuestro y almacenamiento de carbono en la turba	Ídem en la biomasa y la cubierta muerta en algunos bosques de turberas boreales (temporalmente)	
		Clima local y regional	Enfriamiento por evapotranspiración		
		Calidad del agua	Retención de nutrientes, desnitrificación	Tratamiento de aguas residuales, desnitrificación	

		Condiciones del suelo	Acumulación de turba, inicio y conservación del permafrost	Mejora de la estructura del suelo mediante la pedogénesis secundaria, conservación del permafrost
Regulación del entorno biótico		Mantenimiento del ciclo de vida y protección del hábitat	Polinización, dispersión de semillas	
		Control de plagas y enfermedades	Control de incendios forestales	
		Protección del acervo génico	Control de patógenos y especies invasoras	
Simbólico		Protección del acervo génico	Especies raras y especializadas de turberas activas y humedales	Especies raras de praderas de turberas alimentadas por aguas de lluvia y subterráneas (ligeramente) drenadas
		Apreciación estética e inspiración	Áreas de destacada belleza natural, modelización de turberas activas	Utilización de la turba y de la madera fósil de turberas solamente alimentadas por agua de lluvia/nieve para objetos artesanales
		Patrimonio	Temas para el arte y la literatura	
		Símbolos y mascotas	Tradición, historia y nociones de continuidad cultural, sentido de pertenencia	Extracción de turba y uso de la tierra tradicionales, sentido de pertenencia
Cultural		Reflexión y enriquecimiento espiritual/religioso	Trofeos de caza, castor canadiense y grulla japonesa como símbolos nacionales	Espacios abiertos amplios, horizonte abierto
			Naturaleza, estado natural, tranquilidad, soledad	Sensación de control sobre el paisaje
			Nociones de conexión ecológica y evolutiva, atemporalidad y estado natural	
			Lugares y especies sagrados	
			Tranquilidad y paisaje para el ecoturismo y actividades al aire libre, oportunidad para la caza/pesca con caña y la observación de la vida silvestre	
Intelectual y basado en experiencias		Recreación y mitigación del estrés	Empleo y voluntariado en la conservación e investigación de turberas activas	Empleo en la extracción de turba y en la agricultura y silvicultura en turberas drenadas
		Actividades recreativas y comunitarias	Archivos estratigráficos (registro paleográfico, conservación de artefactos arqueológicos)	
		Información y conocimientos	Condiciones extremas del hábitat y adaptaciones especiales de los organismos de las turberas activas, (referencia para) la autoorganización y la regulación	Historia y sociología del uso cultural de la tierra, comportamiento de los sistemas perturbados

			Registro paleoecológico, organismos indicadores		Ídem con respecto a la extracción de turba, la agricultura, la silvicultura, el manejo del agua y la construcción de carreteras
			Temas para materiales educativos, excursiones de campo, presentaciones		
Transformación	Desarrollo del carácter		Desarrollo de nuevos gustos, aptitudes morales y sociales, conciencia creciente de la conexión evolutiva y ecológica		
Opción y legado	Prestación continua de servicios de los ecosistemas		Beneficios que aún están por descubrir		Beneficios que aún están por descubrir

## Referencias

- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (2016). Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 1-16. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatland-restoration-and-ecosystem-services-an-introduction/EF3923BC49D5EA9AA22F90B7706A6CEC>.
- De Groot, R., Costanza, R., Braat, L., Brander, L., Burkhard, B., Carrascosa, J.L., Egoh, B., Geneletti, D., Hansjürgens, B.; Hein, L.; *et al.* (2018). Ecosystem services are nature's contributions to people: Response to: Assessing nature's contributions to people. *Sci. Prog.* 359, 6373.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M., Baste, I.A., Brauman, K.A. *et al.* (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359, 270–272. <https://science.sciencemag.org/content/359/6373/270/tab-pdf>.
- Joosten, H. (2016). Ecosystem services of peatlands. In: Wichtmann, W., Schröder, C. & Joosten, H. (eds.): Paludiculture – productive use of wet peatlands. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, pp. 15-18.
- Khan, M. S. I. (2020). Supporting ecosystem services: Concepts and linkages to sustainability. In: W. Leal Filho *et al.* (eds.), Life on Land, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals, Springer Nature Switzerland AG, 1-21. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5\\_34-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_34-1).

# Anexo II: Tipos hidrogenéticos de turberas activas

La clasificación hidrogenética de las turberas se centra en los procesos que impulsan la formación de turba y el desarrollo de las turberas. Se presta especial atención a las interrelaciones y los mecanismos de retroalimentación entre i) el flujo y las fluctuaciones del agua, ii) la vegetación y iii) la formación de turba, y al papel que el desarrollo de las turberas desempeña en la hidrología del paisaje. El siguiente texto se basa en gran medida en Joosten *et al.* 2017, donde también se pueden encontrar amplias referencias.

Los tipos hidrogenéticos de turberas activas se dividen en dos grandes grupos: las “turberas activas horizontales” y las “turberas activas inclinadas (o de pendiente)” (Cuadro 1).

**TURBERAS ACTIVAS HORIZONTALES:** se producen en cuencas cerradas, en las que el movimiento horizontal del agua se ve impedido en gran medida por un relieve plano y sustratos impermeables, y la superficie del agua es, por tanto, horizontal. Las fluctuaciones verticales (estacionales o interanuales) del nivel freático pueden ser de pequeñas a muy grandes. La formación de turba solo se produce si los periodos de anegamiento son mucho más prolongados que los periodos secos, de manera que la producción de materia orgánica sea mayor que las pérdidas por oxidación. Las turberas activas horizontales prácticamente no influyen en el flujo de agua en el paisaje o en el nivel freático de su entorno. Su efecto en la hidrología del paisaje es simplemente que disminuyen el almacenamiento de agua en las cuencas al llenarlas de turba, lo que puede conducir a un mayor flujo máximo cerca de la superficie en otra parte del paisaje.

Las turberas activas horizontales se subdividen en

- **“Turberas activas de terrestrialización”**, donde la formación de turba se produce en aguas “abiertas” o sobre estas. Las turberas activas de terrestrialización se subdividen en:
  - **“Turberas activas de *Schwingmoor* (o pradera flotante)”**, en las que la turba se acumula en un manto flotante; y
  - **“Turberas activas de inmersión”** en las que la turba se acumula en el fondo de la masa de agua.

La turba depositada al inicio de la terrestrialización está en su mayor parte solo ligeramente descompuesta. A medida que la cuenca se va llenando debido a la continua terrestrialización, las capas superiores de turba depositadas más recientemente están sujetas a una mayor descomposición debido a las crecientes fluctuaciones del nivel freático. Al final del proceso de terrestrialización, cuando la cuenca se ha rellenado totalmente, la acumulación de turba se detiene a menos que comience a producirse otra estrategia de formación de turba.

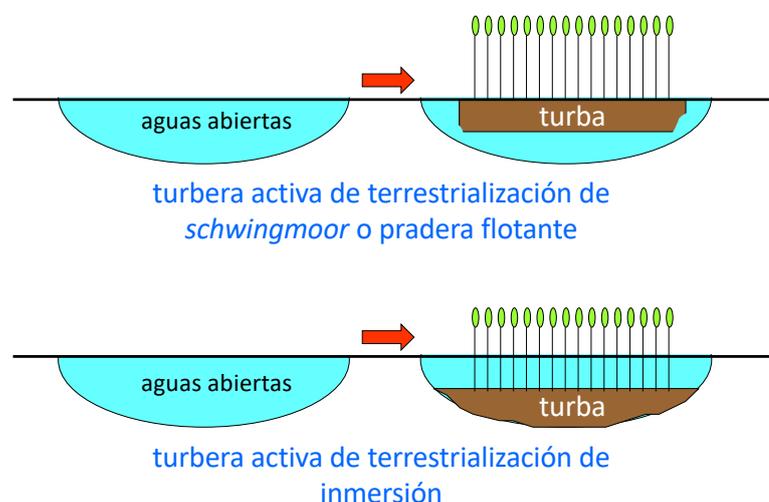


Figura 1

- **“Turberas activas creadas por la crecida del agua”**, en las que la formación de turba se produce tras una subida del nivel freático (que es insuficiente para crear aguas

abiertas, véase más arriba). Como la profundidad del agua (por encima de la superficie) es en su mayor parte reducida y las fluctuaciones del nivel freático suelen ser grandes, se deposita turba muy descompuesta que tiene una baja conductividad hidráulica y una estoratividad reducida, pero una alta capilaridad. Las turberas activas creadas por la crecida del agua se subdividen en

- “Turberas activas creadas por la crecida de aguas subterráneas”, que están en contacto con las aguas subterráneas de la cuenca y son alimentadas por ellas;
- “Turberas activas creadas por la crecida de agua estancada” sin contacto con las aguas subterráneas, alimentadas por el interflujo, y con sellado alogénico; y
- “Turberas activas autosellantes” sin contacto con las aguas subterráneas, alimentados por el interflujo, y con sellado autógeno (“autosellado”).

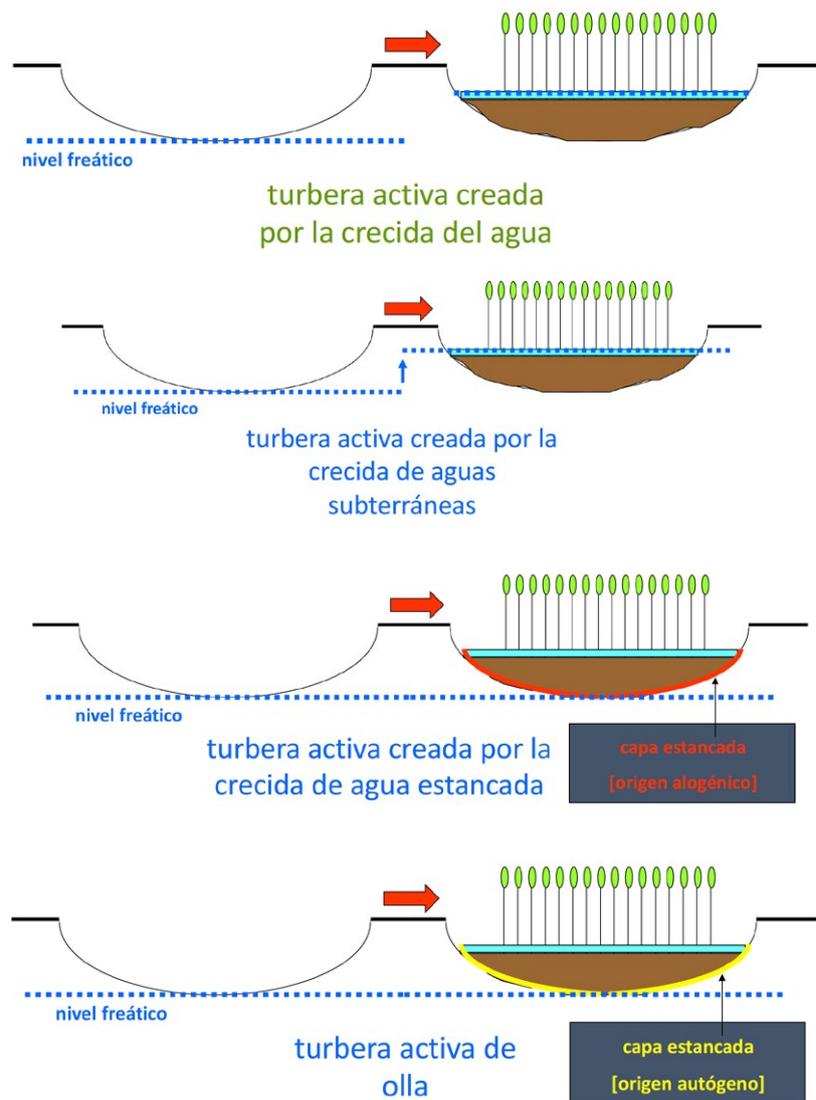


Figura 2

El aumento del nivel de las aguas subterráneas puede producirse a nivel regional (por ejemplo, debido a la subida del nivel del mar, a un cambio en el clima o en el uso de las tierras, o a la formación de turba en los valles más bajos). Un aumento relativo del nivel de las aguas subterráneas también puede ser el resultado de un corrimiento tectónico o isostático glacial (movimiento de tierra postglacial) o de rompimientos kársticos.

En las depresiones sin conexión con las aguas subterráneas, el nivel freático puede subir localmente porque se infiltra menos agua debido al sellado del subsuelo por partículas minerales u orgánicas (capa dura, horizontes B de los suelos podsol), o porque se pierde menos agua lateralmente (por ej., debido a represas de castores o vertederos de molinos), o porque fluye más agua hacia la depresión (por ejemplo, debido a la recuperación o compactación del suelo en la cuenca).

Un subtipo particular de turberas activas creadas por la crecida del agua son las “turberas activas autosellantes”. Las turberas activas autosellantes forman una capa de estancada en

el subsuelo mineral que anteriormente era más permeable, normalmente en una cuenca en forma de caldera. A medida que se impide la salida del agua a un nivel cada vez más alto, el nivel freático interno de la turbera activa se eleva. Aunque el sellado se produce bajo la influencia del agua corriente que transporta los coloides de humus responsables del sellado desde la turbera activa hasta el subsuelo mineral, la estrategia de acumulación de turba es la de una turbera activa sin un flujo de agua lateral considerable.

- **“Turberas activas de inundación”**, que están ligadas a zonas que se inundan periódicamente. El excedente de agua suele escurrirse rápidamente. Las turberas activas de inundación se subdividen en
  - **“Turberas activas de inundación fluviales”**, donde las inundaciones periódicas son ocasionadas por impulsos de agua (anuales o sub-anuales) de la zona de captación;
  - **“Turberas activas de inundación marinas”**, donde las inundaciones periódicas son ocasionadas por mareas lunares (por ejemplo, manglares y marismas saladas que acumulan turba); y
  - **“Turberas activas de inundación lacustres”**, donde las inundaciones periódicas son ocasionadas por mareas eólicas (por ej., grandes lagos, el Mar Báltico).

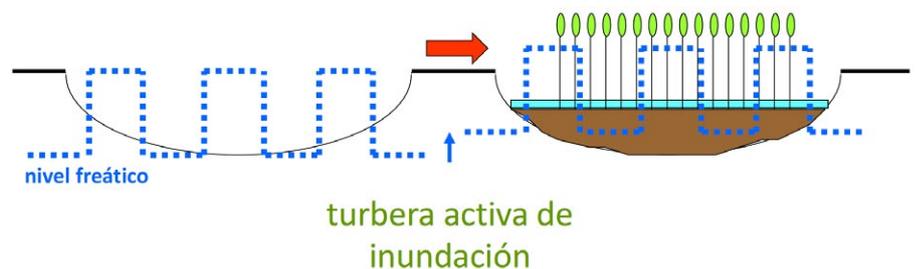


Figura 3

Por lo general, las turberas activas de inundación tienen turbas muy descompuestas debido a las fuertes fluctuaciones del nivel freático. Solo pueden producirse turberas activas de inundación con un grosor de turba considerable si los niveles freáticos relativos están subiendo (aumento del nivel del agua del mar, aumento de los cauces de los ríos, etc.). En este sentido, están relacionadas con las turberas activas ocasionadas por la crecida del agua, La diferencia es la acción mecánica del flujo de agua lateral periódico y la sedimentación asociada de materiales clásticos alogénicos (arena, arcilla). Por regla general, la superficie de la turba no oscila, debido a su elevada densidad aparente. Como la conductividad hidráulica de la turba es baja, la escorrentía superficial es alta, aunque está algo retardada por la vegetación. Con esta influencia en el flujo de agua lateral, este tipo forma la transición al grupo de tipos de turberas activas inclinadas.

Las turberas activas horizontales son pasivas: están situadas horizontalmente en el terreno, el movimiento del agua es en gran parte vertical y no tienen influencia hidrológica (o solo una influencia muy limitada) en la zona de captación. Con el tiempo, a medida que sus cuencas se van llenando gradualmente de turba, reducen la capacidad de almacenamiento de agua del paisaje.

Las **TURBERAS ACTIVAS INCLINADAS** son más “activas”: la superficie de la turbera presenta una pendiente y una cantidad importante de agua se pierde debido al flujo lateral. La vegetación y la turba retardan este flujo, por lo que el crecimiento de la vegetación y la acumulación de turba conducen a un aumento absoluto del nivel freático, en la turbera y a menudo también en la cuenca, con la consiguiente acumulación continua de turba. A diferencia de las turberas activas horizontales, las turberas activas inclinadas aumentan la retención de agua del paisaje.

Las turberas activas inclinadas pueden regular en cierta medida el agua de que disponen. Y, fundamentalmente, retrasan su escorrentía, pero también descargan eficazmente el excedente de agua sobre la superficie debido a su pendiente. La relación dinámica triangular entre el agua, la vegetación y la turba desempeña un papel importante en la regulación del flujo de agua entrante y saliente. Las turberas activas inclinadas se subdividen en:

- **“turberas activas de percolación”**, que están ligadas a paisajes con un elevado suministro de agua que se distribuye de forma muy uniforme a lo largo del año. En consecuencia, el nivel freático de la turbera activa con respecto a la superficie es casi constante. El material vegetal muerto llega rápidamente a la zona permanentemente anegada y está sujeto a una rápida descomposición aeróbica solo durante un breve período. Por lo tanto, la turba es elástica y está solo débilmente descompuesta. Debido a los grandes poros y a la alta conductividad hidráulica relacionada, se produce un importante flujo de agua en una profundidad considerable de la masa de turba. Mientras que las turberas activas de percolación jóvenes son susceptibles a las fluctuaciones del nivel freático inducidas externamente, el creciente espesor de la turba compensa con el tiempo cada vez más las fluctuaciones del suministro de agua y las pérdidas de agua por la oscilación de la superficie de la turbera. La capacidad de oscilación de la turba hace que las condiciones para la formación de turba en la superficie sean cada vez más estables. Las turberas activas de percolación se subdividen en
  - **“Turberas minerotróficas de percolación”**, alimentadas por aguas subterráneas (geogénicas); y
  - **“Turberas ombrotólicas de percolación”**, alimentadas únicamente por precipitaciones (ombrogénicas).

Solo las grandes zonas de captación pueden garantizar un suministro de agua amplio y continuo en la mayoría de los climas. Por lo tanto, normalmente solo se encuentran turberas activas de percolación como turberas alimentadas por aguas subterráneas. En la zona de Colchis (Georgia), sin embargo, existen turberas activas de percolación ombrogénicas (alimentadas por agua de lluvia) en las que predomina el *Sphagnum* bajo condiciones de precipitaciones casi “constantes”.

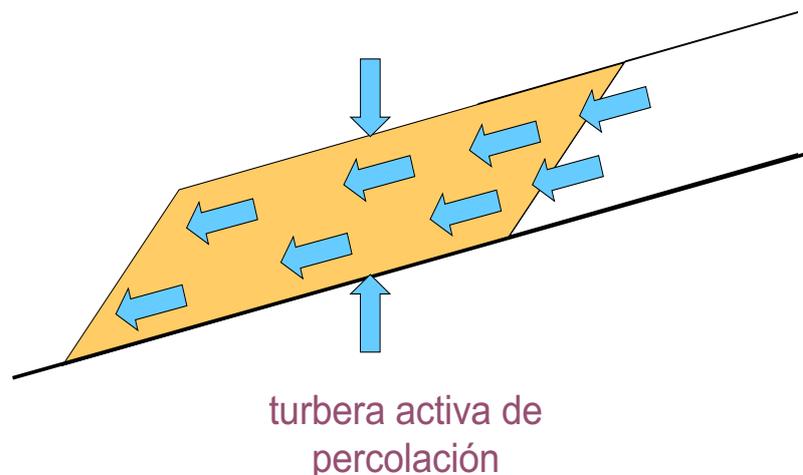


Figura 4

- **“Turberas activas de flujo superficial”**, en las que la fuerte descomposición de la turba obliga al agua a desbordar la turba. Las turberas activas de flujo superficial pueden perdurar solo si las pérdidas oxidativas son limitadas; es decir, si el nivel freático desciende en contadas ocasiones. Por lo tanto, se limitan a zonas con un suministro de agua casi constante a lo largo del año o con escasas pérdidas de agua (especialmente debido a la evapotranspiración). Debido a la pequeña estoratividad de

la turba, cualquier escasez de agua puede provocar un descenso bastante importante del nivel freático y, en consecuencia, una fuerte descomposición de la turba. Debido a su baja conductividad hidráulica y a su elevado suministro de agua, las turberas activas por desbordamiento se producen solo en pendientes pronunciadas. Las turberas activas de flujo superficial se dividen en

- “Turbera ombrotrófica de cobertor”, alimentadas únicamente por agua de lluvia;
- “Turberas activas de ladera”, también alimentadas por la escorrentía superficial;
- “Turberas activas de vertiente”, también alimentadas por aguas subterráneas.

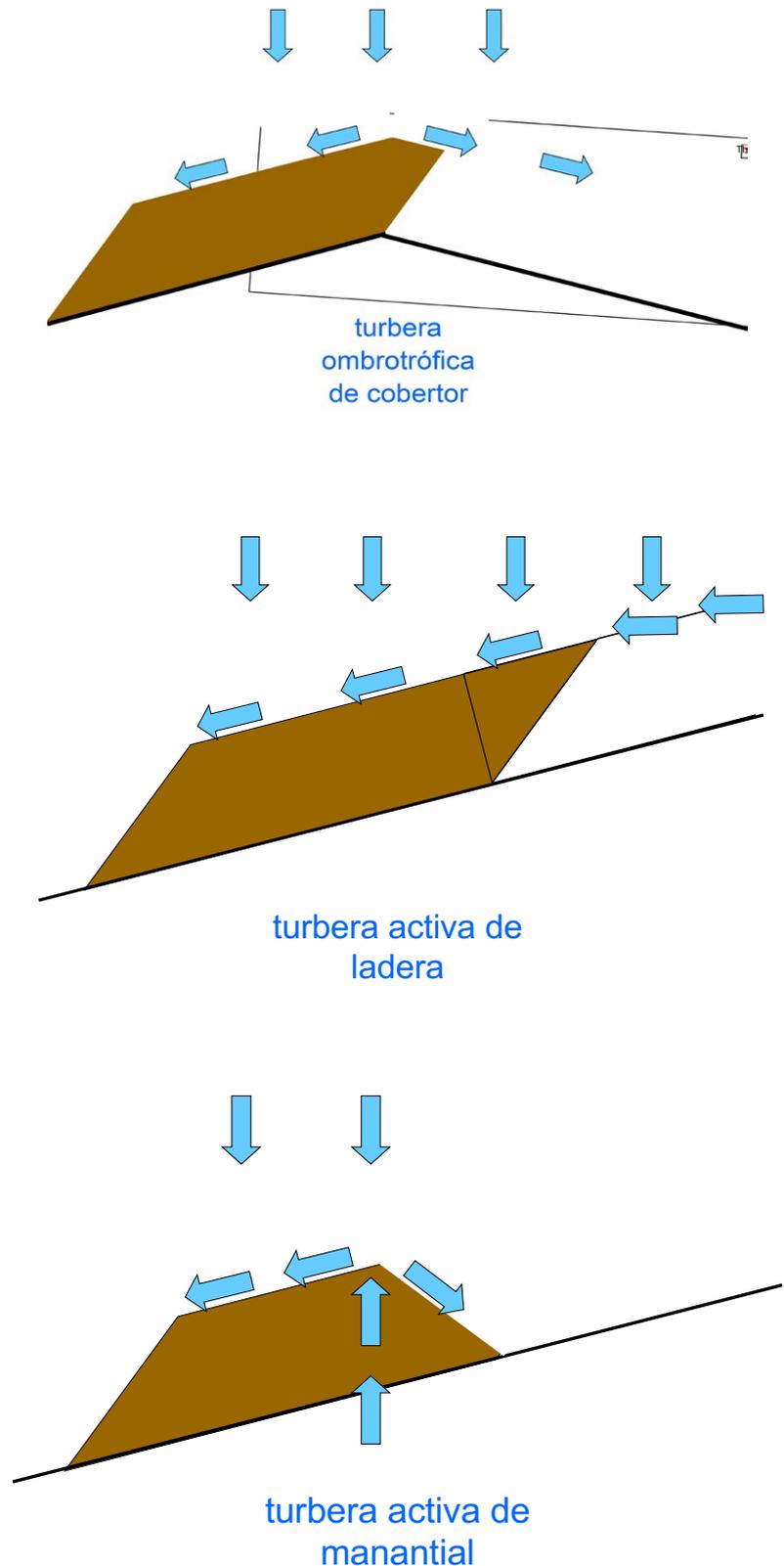


Figura 5

- “**Turberas activas de acrotelmo**”, que presentan un claro gradiente vertical de conductividad hidráulica en su capa de vegetación y la turba cercana a la superficie que les permite regular el flujo de agua y limitar las pérdidas de agua. Solo se conocen turberas activas de acrotelmo como ecosistemas ombrotróficos (es decir, alimentados por solamente por lluvias), pero teóricamente también podrían ocurrir sistemas alimentados por aguas subterráneas (indicados con un signo de interrogación [?]) en la figura 6 abajo).
- Las turberas activas de acrotelmo con *Sphagnum* (“turberas altas”) se caracterizan por una acumulación continua de material fresco de *Sphagnum* que combina una gran estoratividad (muchos poros grandes) con una reducida capacidad de descomposición del material. Esta limitada capacidad de descomposición limita el efecto de las fluctuaciones del nivel freático en el espacio entre los poros. Las pérdidas de agua por escorrentía y evapotranspiración solo provocan descensos limitados del nivel freático debido a los grandes poros y a la gran estoratividad de la turba. El claro gradiente vertical en el espacio entre los poros y la conductividad hidráulica se debe a que el material de turba más profundo y antiguo ha estado más tiempo expuesto a oxidación y a presión. Si el nivel freático desciende en épocas de escasez de agua, solo puede fluir poca agua a través de la parte menos permeable del “acrotelmo”. De este modo, las capas de turba más profundas (el “catotelmo”) permanecen continuamente anegadas, aunque el suministro de agua varíe.

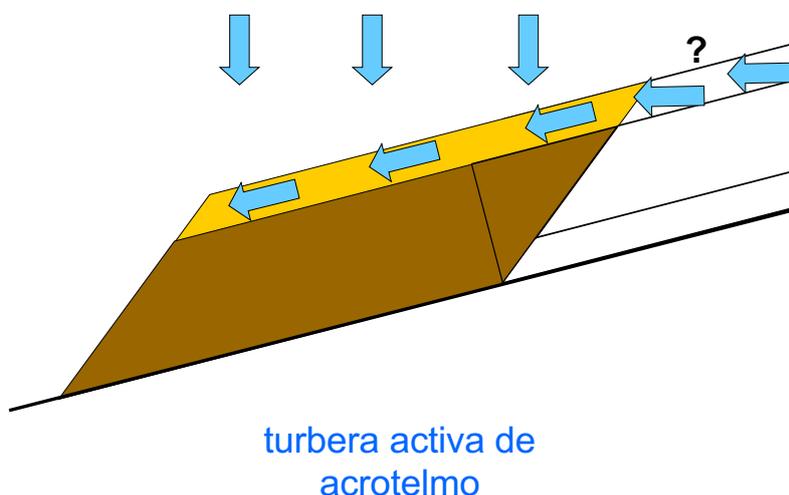


Figura 6

En el caso del *typus classicus* de las turberas activas de acrotelmo (la turbera alta dominada por *Sphagnum*), solo un puñado de especies de *Sphagnum*, fundamentalmente *Sphagnum austinii*, *S. fuscum*, *S. magellanicum/medium/divinum*, *S. papillosum*, y *S. rubellum/capillifolium*, pueden satisfacer los requisitos contrastantes de una gran estoratividad (para evitar grandes caídas del nivel freático por pérdidas por evapotranspiración), y una baja conductividad hidráulica. Estas especies combinan una capacidad de descomposición limitada con condiciones favorables de escasez de nutrientes y acidez, inherentes a las condiciones ombrotróficas. La distribución sorprendentemente amplia del tipo de turbera activa de acrotelmo de *Sphagnum* demuestra la eficacia de esta estrategia.

También, los bosques pantanosos de turba tropicales abovedados de Asia Sudoriental (y probablemente también de otros lugares de los trópicos) son turberas activas de acrotelmo. Aquí, la parte más baja de la vegetación forestal, la capa de hojarasca y la estructura de la superficie del suelo logran el típico gradiente de conductividad que mantiene el agua de la estación húmeda durante más tiempo en la turbera.

Los tipos hidrogenéticos de formación de turba pueden combinarse con otras variables, por ejemplo:

- el origen del agua
- la calidad del agua
- la vegetación, etc.

Como ejemplo, presentamos una combinación con el origen del agua (véase el cuadro 1):

- ombrogénico: procedente únicamente de agua de precipitaciones
- solígeno: también procedente de la escorrentía superficial
- litogénico: también procedente de aguas subterráneas profundas
- talosógeno: también procedente del agua de mar

**Cuadro 1:** Tipos hidrogenéticos de turberas activas (columnas) combinados con sus propiedades hidrológicas y el origen del agua (filas), con ejemplos en *cursiva*. Los campos grises denotan combinaciones que probablemente no existen (Joosten *et al.*, 2017).

Régimen hídrico/Estrategia de formación de turba		Turberas activas horizontales			Turberas inclinadas o de pendiente			
		Terrestrialización		Crecida del agua	Agua de inundación	Flujo de superficie	Acrotelmo	Percolación
		Schwingmoor o pradera flotante	Inmersión					
Suministro de agua		Continuo	Mayormente continuo	Reducido	Periódico	Frecuente	Frecuente	Continuo
Pendiente de la superficie de turbera activa		Ninguno	Ninguno	Ninguno	Ninguno/reducido	Reducido/grande	Reducido	Reducido
Almacenamiento interno de agua		grande	En su mayor parte, grande	Ninguno	Reducido/grande	Muy reducido	Bastante grande	Grande
Efecto sobre el almacenamiento de agua en el paisaje		Almacenamiento decreciente	Almacenamiento decreciente	Almacenamiento decreciente	Almacenamiento decreciente, tal vez creciente	Almacenamiento creciente	Almacenamiento creciente	Almacenamiento creciente
Origen del agua	<b>Ombrogénico</b> <i>turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve</i>	Turbera activa de <i>schingmoor</i> o pradera flotante ombrogénica <i>schwingmoor</i> en turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve	Turbera activa de inmersión ombrogénica <i>terrestrialización en turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve</i>	Turbera activa creada por la crecida del agua ombrogénica <i>crecida del agua en un complejo de turberas solamente alimentadas por agua de lluvia/nieve</i>	Turbera activa de inundación ombrogénica <i>turbera activa de inundación en turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve</i>	Turbera activa de flujo superficial ombrogénica <i>turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve de cobertor</i>	Turbera activa de acrotelmo ombrogénica <i>turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve alta típica</i>	Turbera activa de percolación ombrogénica <i>turbera solamente alimentada por agua de lluvia/nieve de percolación</i>
	<b>Geogénico</b> <i>turbera alimentada por aguas de lluvia y subterráneas</i>	<b>Solígeno</b> Turbera activa de <i>schingmoor</i> o pradera flotante solígena <i>pradera flotante en charca de pantano</i>	Turbera activa de inmersión solígena <i>terrestrialización en charca de pantano</i>	Turbera activa creada por la crecida del agua solígena <i>Turbera activa autosellante (Kesselmoor)</i>	Turbera activa de inundación solígena <i>Turbera activa autosellante (Kesselmoor)</i>	Turbera activa de flujo superficial solígena <i>Turbera alimentada por aguas de lluvia y subterráneas inclinada, Hangmoor</i>	Turbera activa de acrotelmo solígena	Turbera activa de percolación solígena <i>algunas turberas alimentadas por aguas de lluvia y subterráneas inclinadas</i>
	<b>Litogénico</b> Turbera activa de <i>schingmoor</i> o pradera flotante litogénica <i>pradera flotante en lago</i>	Turbera activa de inmersión litogénica <i>turbera activa de terrestrialización lacustre</i>	Turbera activa creada por la crecida del agua litogénica <i>turbera activa creada por la crecida del agua subterránea</i>	Turbera activa de inundación litogénica <i>turbera activa de llanura de inundación fluvial</i>	Turbera activa de flujo superficial litogénica <i>la mayoría de las turberas activas de vertiente</i>	Turbera activa de acrotelmo litogénica	Turbera activa de percolación litogénica <i>turbera alimentada por aguas de lluvia y subterráneas de percolación típica</i>	
	<b>Taloso-geno</b> Turbera activa de <i>schingmoor</i> o pradera flotante talasógena	Turbera activa de inmersión talasógena <i>turbera activa de terrestrialización costera</i>	Turbera activa creada por la crecida del agua talasógena	Turbera activa de inundación talasógena	Turbera activa de flujo superficial talasógena	Turbera activa de acrotelmo talasógena	Turberas activas de percolación talasógenas	

Como resultado de las interacciones entre la vegetación, el agua y la turba (“autoorganización”), las turberas activas desarrollan varios tipos morfológicos. Estos consisten en una forma de terreno característica (perfil transversal, *Grossform*) combinada con configuraciones características de elementos superficiales microtopográficos (*Kleinform*). Los ejemplos clásicos son las turberas *kermi* (una turbera activa de acrotelmo) y las turberas *aapa* (una turbera activa de flujo superficial).

En las turberas activas inclinadas, el desarrollo del hielo conduce a una diferenciación más marcada y a una disposición más explícita de los elementos de microrrelieve positivos y negativos (montículos y huecos, lomos y depresiones, etc.). El resultado es el desarrollo de turberas “concéntricas” y “excéntricas” y de “turberas acanaladas”/turberas *aapa*.

Además de los procesos internos, también los procesos externos, como la actividad fluvial y de las heladas, pueden ser importantes en la configuración de las macro y microestructuras de las turberas. La actividad de las heladas puede dar lugar a características que también existen en los suelos minerales pero que, en el caso de las zonas cubiertas de turba, dan lugar a tipos morfológicos específicos de turberas, como “palsa”, “mesetas de turba” y turberas activas “poligonales”.

#### Referencias

Joosten, H., Moen, A., Couwenberg, J. & Tanneberger, F. (2017). Mire diversity in Europe: mire and peatland types. In: Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (eds.): Mires and peatlands of Europe – Status, distribution and conservation. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers, pp. 5-64.

# Anexo III: Conflictos, compensaciones y sinergias

La rehumidificación y la restauración de las turberas tienen como objetivo múltiples funciones ecológicas, sociales y económicas y una serie de bienes y servicios de los ecosistemas para múltiples grupos de interesados. Algunos servicios son sinérgicos y se refuerzan entre sí, otros son potencialmente conflictivos (Acreman *et al.*, 2011). En este anexo se examinan los principales conflictos y sinergias.

Los conflictos más importantes son:

- Enfermedades transmitidas por el agua: la rehumidificación puede aumentar la incidencia de vectores de enfermedades transmitidas por el agua, tanto para el ganado como para los seres humanos (Cromie *et al.*, 2012).
- Molestias en el entorno: pérdida del paisaje familiar, sótanos inundados, picaduras de mosquillas y mosquitos (Becker *et al.*, 2010, Verdonshot y Besse-Lototskaya, 2014, Hawkes *et al.*, 2020).
- Eutrofización interna y externa: la rehumidificación con aguas superficiales puede provocar el ingreso de nutrientes y la movilización de fosfatos inducida por sulfatos (Lamers *et al.*, 2002).
- La rehumidificación, especialmente de las antiguas tierras agrícolas ricas en nutrientes, puede conducir a la movilización temporal de nutrientes (Haapalehto *et al.*, 2014, Kotowski *et al.*, 2016), en particular de fósforo, que puede eutrofizar el sitio en sí mismo, así como las aguas abajo (Sallantaus 2014, Harpenslager *et al.*, 2015, Zak *et al.*, 2018). Los riesgos y las opciones de mitigación se analizan en Zak *et al.*, (2010). La lixiviación de nutrientes y sólidos en suspensión puede reducirse desviando el agua de las zanjas de drenaje para bloquearla en la turbera circundante (Rehell *et al.*, 2014).
- Emisiones de metano: la rehumidificación no solo detiene las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O (Wilson *et al.*, 2026), sino que también reinstala la generación y emisión de metano, un potente gas de efecto invernadero (véase la sección 4.2).
- Destrucción de valores históricos, arqueológicos y paleoecológicos (Joosten, 1987, Similä *et al.*, 2014, Waylen *et al.*, 2016). Los conflictos pueden minimizarse mediante un inventario previo (*cf.* Coles 1995, Coles *et al.*, 2001, Greiser y Joosten, 2018), mediante la participación de especialistas en la planificación del manejo y el monitoreo periódico (Thom *et al.*, 2019), y proporcionando información al personal a cargo de la ejecución sobre los sitios valiosos y cómo deben tenerse en cuenta durante los trabajos de restauración.
- Deterioro de los valores de conservación de las especies existentes. Las opciones de mitigación incluyen la minimización de los daños a las especies existentes y sus refugios mediante la redistribución de los riesgos por medio de la sincronización, la modificación de las técnicas de restauración y la creación de hábitats alternativos (y funcionales) para las especies en cuestión (Remm *et al.*, 2019).
- El conflicto fundamental entre el “hacer” y el “llegar a ser”: el diseño aniquila la espontaneidad; “la creación destruye la naturaleza” (véase la sección 4.3).

Sinergias:

- Enfermedades: la tala de bosques de coníferas para restaurar las turberas puede producir un drástico descenso de la abundancia de garrapatas, con las consiguientes implicaciones para la reducción del riesgo de enfermedades (Gilbert, 2013).
- Valor arqueológico/de archivo: en general, la protección de los valores paleoecológicos se ve favorecida por las medidas que estabilizan la turba y reducen la erosión, detienen la remoción física de la turba, mantienen niveles freáticos altos y promueven la formación activa de turba<sup>1</sup> (Brunning *et al.*, 2000, 2012, Gearey y Fyfe, 2016).

Al establecer los objetivos, se deben sopesar los resultados deseados con el riesgo de fracasar, especialmente si un ecosistema “degradado” ya contiene componentes de alto valor. Cuando existe una gran incertidumbre, puede ser más prudente mantener los valores actuales, incluso si la restauración *podría* lograr mayores beneficios a largo plazo. Joosten y Van Noorden (1992) presentan un sistema de valoración para todos los tipos de elementos naturales y culturales, combinando la diversidad espacial (cuán raro es el elemento a nivel local, nacional, mundial) y el desarrollo temporal (si el desarrollo lleva años, siglos o milenios). A partir de esta valoración integrada, proporcionan directrices para decidir entre los elementos reales y los elementos potenciales. Cuando los elementos reales y potenciales tienen el mismo valor, los valores reales deben prevalecer sobre los valores potenciales (“más vale pájaro en mano que ciento volando”). Si los valores potenciales son de mayor categoría que los valores reales, las decisiones sobre el camino a seguir se parecen más a una apuesta. Si considera aceptable una probabilidad del 50 % para un salto entre dos categorías sucesivas (es decir, de 8 a 7, o de 5 a 4), podría saltar de un valor de categoría 8 a un valor de categoría 3 con una probabilidad de realización de  $0,5 \times 0,5 \times 0,5 \times 0,5 = 0,03$  (3 %).

## Referencias

- Acreman, M.C., Harding, R.J., Lloyd, C., McNamara, N.P., Mountford, J.O., Mould, D. J., Purse, B. V., Heard, M. S., Stratford, C.J. & Dury, S.J. (2011). Trade-off in ecosystem services of the Somerset Levels and Moors wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, 56: 1543-1565. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2011.629783>.
- Becker, N., Petrić, D., Zgomba, M., Boase, C., Dahl, C., Madon, M. & Kaiser, A. (2010). Mosquitoes and their control, 2<sup>nd</sup> edition. Heidelberg: Springer, pp. 577. <https://www.springer.com/de/book/9783540928737>.
- Coles, B. (1995). Archaeology and wetland restoration. In: Wheeler, B.D. & Shaw, S.C., Foit, W.J. & Robertson, R.A. (eds.): Restoration of temperate wetlands. Chichester: John Wiley, pp. 1-19.
- Coles, B., Olivier, A. & Bull, D. (eds.). (2001). The heritage management of wetlands in Europe. Brussels: EAC / Exeter: WARP, pp. 207.
- Cromie, R.L., Lee, R., Delahay, R.J., Newth, J.L., O'Brien, M. F., Fairlamb, H.A., Reeves, J.P. & Stroud, D.A. (2012). Ramsar wetland disease manual: Guidelines for assessment, monitoring and management of animal disease in wetlands. Ramsar Technical Report No.7. Gland: Ramsar Convention Secretariat, pp. 353. <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/tr7-disease.pdf>.
- Gearey, B. & Fyfe, R. (2016). Peatlands as knowledge archives. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 95-113. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatlands-as-knowledge-archives/C1DD851783AE904F657A2DA91F7C9595>.
- Gilbert, L. (2013). Can restoration of afforested peatland regulate pests and disease? *Journal of Applied Ecology*, 50: 1226-1233. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.12141>.
- Greiser, C. & Joosten, H. (2018). Archive value: measuring the palaeo-information content of peatlands in a conservation and compensation perspective. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14: 210-221. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21513732.2018.1523229>.
- Haapalehto, T., Kotiaho, J.S., Matilainen, R. & Tahvanainen, T. (2014). The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, 519: 1493-1505. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169414006933>.
- Harpenslager, S.F., van den Elzen, E., Kox, M.A.R., Smolders, A.J.P., Ettwig, K.F. & Lamers, L.P.M. (2015). Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering*, 84: 159-168. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857415301361>.
- Hawkes, F.M., Medlock, J.M., Vaux, A.G.C., Cheke, R.A. & Gibson, G. (2020). Wetland mosquito survey handbook – Assessing suitability of British wetlands for mosquitoes. Natural Resources Chatham: Institute, pp. 130. [http://www.wetlandlife.org/images/images/Project\\_outputs/NRI-PHE-UoG\\_Wetland\\_Mosquito\\_Survey\\_Handbook\\_v1-indexed.pdf](http://www.wetlandlife.org/images/images/Project_outputs/NRI-PHE-UoG_Wetland_Mosquito_Survey_Handbook_v1-indexed.pdf).
- Joosten, H., 1987. Lange armen, grote neusgaten: De Ospelse Peel als cultuurreservaat. In: A. Buekers (ed.): Nederweerts verleden. De kerk in het midden. Nederweert: Stichting Geschiedschrijving, 131-41. <http://www.nederweertsverleden.nl/downloads%20artikelen/peelcultuurreservaat.pdf>
- Joosten, J.H.J. & van Noorden, B.P.M. (1992). De Grootte Peel: leren waarden. Een oefening in het waarden van natuurelementen ten behoeve van het natuurbehoud. (Valuing the Grootte Peel: an exercise in the valuation of natural elements). *Natuurhist. Maandbl.* 81: 203-211.
- Kotowski, W., Acreman, M., Grootjans, A., Klimkowska, A., Rößling, H. & Wheeler, B. (2016). Restoration of temperate fens: matching strategies with site potential. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 170-191. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/restoration-of-temperate-fens-matching-strategies-with-site-potential/5EB1CE0975EB553814D1E4F35629E5A4>.
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M. & Smolders, A.J.P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90: 182-203. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/brv.12102>.
- Rehell, S., Similä, M., Vesterinen, P., Ilmonen, J. & Haapalehto, S. (2014) Planning peatland restoration projects. In: Similä, M, Aapala, K. & Penttinen, J. (eds): Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland. Vantaa: Metsähallitus, pp. 34-37. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1733>.
- Remm, L., Löhms, A., Leibak, E., Kohv, M., Salm, J.-O., Löhms, P., Rosensvald, R., Runnel, K., Vellak, K. & Rannap, R. (2019). Restoration dilemmas between future ecosystem and current species values: The concept and a practical approach in Estonian mires. *Journal of Environmental Management* 250, 109439. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719311570>.
- Sallantausta, T. (2014). The impacts of peatland restoration on water quality. In: Similä, M, Aapala, K. & Penttinen, J. (eds): Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland. Vantaa, Metsähallitus, pp. 12-14. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1733>.
- Similä, M, Aapala, K. & Penttinen, J. (eds.) (2014). Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland. Vantaa: Metsähallitus, pp. 84. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1733>.
- Thom, T., Hanlon, A., Lindsay, R., Richards, J., Stoneman, R. & Brooks, S. (2019). Conserving bogs: The management handbook, 2<sup>nd</sup> edition. <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/header-images/Resources/Conserving%20Bogs%20The%20Management%20Handbook%202nd%20Edition.pdf>.
- Verdonschot, P.F.M. & A. Besse-Lototskaya, A. (2014). Flight distance of mosquitoes (Culicidae): A metadata analysis to support the management of barrier zones around rewetted and newly constructed wetlands. *Limnologia*, 45: 69-79. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S007595113001011>.
- Waylen, K. A., van de Noort, R. & Blackstock, K.L. (2016). Peatlands and cultural ecosystem services. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 114-128. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatlands-and-cultural-ecosystem-services/571067AE5A791CED4CDB0C758CBF4E8C>.
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J. & Gelbrecht, J. (2010). Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*, 20: 1336-1349. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1890/08-2053.1>.
- Zak, D., Goldammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A. & McInnes, R. (2018). Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. *Journal of Applied Ecology*, 55: 311-320. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.12931>.

# Anexo IV: Participación del público e implicación de los interesados directos

El éxito de la ejecución de un proyecto de restauración dependerá a menudo del apoyo y la aceptación del público, sobre todo de la comunidad local y de los interesados directos locales. La participación del público es esencial, especialmente si se espera que el proyecto previsto pueda ser recibido con escepticismo o resistencia. La Convención de Aarhus requiere que se dé oportunidad para la participación del público en la toma de decisiones acerca de actividades que puedan tener efectos importantes sobre el medio ambiente<sup>1</sup>.

“Para que las medidas de restauración tengan éxito en las turberas tropicales, estas deben llevarse a cabo en colaboración con las comunidades locales. Esto se debe a que las comunidades que actualmente dependen de las turberas para satisfacer sus necesidades de subsistencia pueden destruir los esfuerzos de restauración que perciben que no son de su interés. Algunos ejemplos son la tala ilegal de bosques, el uso del fuego para promover la agricultura en bosques degradados o la destrucción de represas diseñadas para frenar el drenaje de las turberas. Por lo tanto, se necesitan incentivos importantes y apropiados para persuadir a las comunidades locales de que sustituyan las estrategias de obtención de ingresos basadas en la degradación de la turba por oportunidades de medios de vida alternativos que tengan un impacto limitado en la ecología y la hidrología de la turba tropical” (Jewitt, 2008).

La intensificación de la participación del público requiere:

- **proporcionar información**, por ejemplo, mediante folletos, carteles, pegatinas, calendarios, boletines, exposiciones sin personal, anuncios, artículos en periódicos públicos, comentarios en radio o televisión, vídeos/DVD, redes sociales, visitas organizadas sobre el terreno (también para periodistas);
- **recopilar opiniones**, por ejemplo, por medio de personal en exposiciones públicas, redes sociales, líneas telefónicas con personal, sitios web y blogs actualizados periódicamente, conferencias telefónicas/en línea, presentaciones de proyectos y reuniones públicas ...
- **implicación en la toma de decisiones (consulta)**, por ejemplo, a través de talleres, foros, jornadas de puertas abiertas (también sobre el terreno y en Internet, por ejemplo, con tableros de anuncios, listas de correo, foros de debate); y
- **permitir que los interesados directos decidan**, por ejemplo, a través de comités consultivos comunitarios, “planificación auténtica” o “jurados de ciudadanos” con grupos locales o jurados representativos que participen en la planificación del proyecto, consentimiento libre, previo e informado<sup>2</sup>.

En 2017, el proyecto LESTARI, financiado por la USAID, apoyó un proceso de **consentimiento libre, previo e informado** para desarrollar bloqueos de canales en cinco pueblos dentro del bloque C-2 (55.733 hectáreas) de la antigua Zona del Mega Proyecto de Arroz en Kalimantan Central (Indonesia). En los trabajos participaron las administraciones y comunidades locales, la Agencia de Restauración de Turberas (BRG) y el Centro de Gestión del Agua. De las cinco aldeas que participaron, una se negó a que se bloquearan los canales, mientras que cuatro aceptaron construir bloqueos de canales con la financiación de la BRG. La facilitación del consentimiento libre, previo e informado garantizó que las comunidades estuvieran bien informadas sobre el bloqueo de los canales, tuvieran la oportunidad de hacer aportaciones y dieran su consentimiento voluntario para construir, mantener y proteger las represas. En particular, las comunidades locales pudieron

1 CEPE, Convención sobre el Acceso a la Información, la Participación del Público en la Toma de Decisiones y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales (Convención de Aarhus) <https://www.unece.org/env/pp/treatytext.html>.

2 <http://www.fao.org/indigenous-peoples/our-pillars/fpic/es/>.

influir en el diseño de las represas para que sus pequeñas embarcaciones pudieran pasar por los aliviaderos a fin de mantener sus medios de vida.

En total, entre 2017 y 2018 se construyeron exitosamente 178 bloqueos de canales. Tras la construcción de los bloqueos, el número de focos de incendio dentro de la zona C-2 disminuyó de 944 focos en 2015 a un foco en 2018. La construcción de los bloqueos de canales permitió aumentar la producción de pescado en los canales que se bloquearon, lo que proporcionó beneficios económicos. La participación de la comunidad sobre el terreno dio lugar a un mantenimiento adecuado de los bloqueos de canales (en comparación con las zonas adyacentes, donde las comunidades no participaron y muchos bloqueos han fracasado). Dada la complejidad social y económica de la restauración de las turberas, se aboga por el bloqueo de los canales haciendo participar a las comunidades a través del método del consentimiento libre, previo e informado y en la construcción (Parish *et al.*, 2019).



#### Promover la participación:

- reunirse con la gente en lugares que se visitan periódicamente
- implicar a diferentes comunidades
- difundir información a través de diferentes medios de comunicación (redes sociales, periódicos, televisión, radio, Internet)
- distribuir materiales en los idiomas locales
- contratar a intérpretes y moderadores
- capacitar al personal en materia de conciencia cultural, concienciación contra el racismo e igualdad de oportunidades
- crear un ambiente comunitario (excursiones guiadas, jornadas de acción, exposiciones y presentaciones)
- ofrecer refrescos, té y galletas, frutas
- proporcionar estímulos (por ej., premios o regalos)

#### Pueden consultarse orientaciones pertinentes en

- Programa de la Convención de Ramsar sobre comunicación, fomento de capacidad, educación, concienciación y participación (CECoP)<sup>3</sup>
- el Conjunto de herramientas de CEPA del Convenio sobre la Diversidad Biológica<sup>4</sup>
- Frog leaps<sup>5</sup>

#### Referencias

Jewitt, S. (2008). Restoration, rehabilitation and sustainable livelihoods: The importance of alternative incomes for tropical peatland dependent communities. In: Wösten,

J.H.M., Rieley, J.O. & Page, S.E. (eds.): Restoration of tropical peatlands. Alterra - Wageningen University and Research Centre, and the EU INCO – RESTORPEAT Partnership, p. 210-215. [https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6\\_en.pdf](https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6_en.pdf).

Parish, F., Yan, L. S., Zainuddin, M. F. & Giesen, W. (Eds.). (2019). RSPO manual on Best Management Practices (BMPs) for management and rehabilitation of peatlands, 2nd Edition. Kuala Lumpur: RSPO., 178 p. [http://www.gec.org.my/view\\_file.cfm?fileid=3458](http://www.gec.org.my/view_file.cfm?fileid=3458).

3 <https://www.ramsar.org/es/actividad/el-programa-de-cecop-de-ramsar>.

4 <https://www.cbd.int/cepa/toolkit/2008/cepa/index.htm>.

5 [www.frog leaps.org](http://www.frog leaps.org).

# Anexo V: Notas sobre el manejo de la vegetación

## Plantación y trasplante

Una vez que se han restablecido las condiciones hidrológicas (véase la sección 6.3), la posibilidad de que las comunidades características de las turberas minerotróficas se restablezcan espontáneamente depende de lo siguiente:

- el período durante el que se ha drenado la turbera minerotrófica (que, junto con la calidad del banco de semillas, también determina el grado de degradación de la capa superficial y si se debe considerar la remoción de esta);
- las especies de plantas presentes en la zona rehumidificada; y
- la proximidad de hábitats de turberas minerotróficas existentes con las especies deseadas.

El banco de semillas de las especies características de las turberas minerotróficas tiene una corta vida útil y no habrá sobrevivido al drenaje a largo plazo, al arado o la remoción de la capa superficial. La dispersión de semillas de las especies pertinentes es generalmente mala, por lo que la colonización desde las turberas minerotróficas cercanas es poco probable, a menos que los fragmentos vegetativos y las semillas puedan flotar hasta el lugar receptor. Solo las plantas de los humedales con una dispersión eficaz a causa del viento o por aves zancudas y patos inmigran rápidamente (Pfadenhauer y Grootjans, 1999, Mälson *et al.*, 2008, McBride *et al.*, 2011; Hedberg *et al.*, 2012; Lamers *et al.*, 2015, Klimkowska *et al.*, 2019).

En caso de que las especies deseadas no se establezcan espontáneamente, se puede considerar la reintroducción (Hedberg *et al.*, 2012), por ejemplo, mediante siembra directa, traslado de heno, plantación de plántulas precultivadas, trasplante de tepes de turberas minerotróficas donantes cercanos, plantación de tapones precultivados o de especies cultivadas en esteras geotextiles, o incluso mediante el transporte activo de una turbera minerotrófica completa (Mälson *et al.*, 2008, Ramseier *et al.*, 2009, McBride *et al.*, 2011, Kiehl *et al.*, 2014; Lamers *et al.*, 2015, Wilhelm *et al.*, 2015, Chimner *et al.*, 2017, Pedrini y Dixon, 2020).

El traslado de heno es barato y eficaz tanto para las plantas vasculares como para las briófitas, mientras que el heno local garantiza la adaptación al clima local (Pfadenhauer y Grootjans, 1999, Patzelt *et al.*, 2001). La replantación de césped aprovecha la característica de que la mayoría de las especies vegetales de las turberas minerotróficas se reproducen vegetativamente por rizomas. Los musgos de las turberas minerotróficas pueden regenerarse a partir de fragmentos (Mälson y Rydin, 2007). Para la mayoría de las especies, una capa cerrada de vegetación de especies altamente competitivas es una limitación importante para el establecimiento (Van Dijk *et al.*, 2007).

Taylor *et al.*, (2018) presentan una sinopsis de las acciones (y sus efectos) que complementan la plantación, como la adición de cal, fertilizantes, fertilizantes orgánicos o mantillo orgánico.

El objetivo de muchos proyectos de restauración de Europa es restablecer las “praderas de turberas minerotróficas”. Las praderas de turberas minerotróficas son ecosistemas ligeramente drenados y dependientes de las aguas subterráneas, que por lo general han perdido la capacidad de acumular turba, pero que, debido al manejo agrícola a largo plazo y de baja intensidad, han adquirido una alta densidad de biodiversidad de especies típicas de las turberas minerotróficas. Las praderas de las turberas minerotróficas se restauran i) elevando el nivel del agua mediante el cierre de las zanjas de drenaje, ii) eliminando el exceso de nutrientes mediante la siega a largo plazo o la remoción de la capa superficial, iii) reintroduciendo las especies objetivo y iv) restaurando el manejo tradicional (Klimkowska *et al.* 2014). En cambio, la restauración de las turberas minerotróficas en América del Norte se centra más en el estado natural de las turberas.

## Restablecer el manejo tradicional

Tradicionalmente, muchas de las turberas minerotróficas naturalmente abiertas de Europa Occidental y Asia Oriental se segaban y pastoreaban para obtener forraje y hojarasca (y a menudo se drenaban ligeramente), lo que a pesar de su baja intensidad provocaba la compactación de la turba superior. Mientras persistieron la producción de heno y el pastoreo, se impidió la formación de ojos de agua de lluvia porque la pisada de humanos y animales empujaba regularmente la superficie de la turba hacia las aguas subterráneas de amortiguación. Además, la remoción periódica de la biomasa suprimió la competencia e inhibió el establecimiento de árboles y arbustos que se produciría por una mayor fluctuación de los niveles de agua (Schipper *et al.*, 2007). Tras el abandono de su uso, las turberas minerotróficas sufren actualmente una fuerte pérdida de diversidad de especies típicas, una disminución de la cobertura de briófitas, un predominio de algunas especies de gramíneas y la invasión de árboles y arbustos (Kozub *et al.*, 2018).

La antigua vegetación puede restaurarse mediante una siega intensiva (Middleton *et al.*, 2006, Hájková *et al.*, 2009). Sin embargo, la destrucción de la microtopografía también puede conducir a la pérdida de especies raras de las turberas minerotróficas (Kotowski *et al.*, 2013) y aumentar la acidificación (van Diggelen *et al.*, 2015). Por lo tanto, aquellos a cargo del manejo de la naturaleza deberían intentar devolver las propiedades alteradas del ecosistema a sus condiciones naturales (incluidas las condiciones hidrológicas naturales), en las que las turberas minerotróficas vuelvan a ser autosuficientes, y limitar la “siega correctiva” al mínimo necesario (Kozub *et al.*, 2018).

Además, el pastoreo de animales domésticos ha formado parte del uso tradicional de las turberas minerotróficas durante milenios, tanto en las turberas minerotróficas de tierras bajas (Middleton *et al.*, 2006) como de zonas montañosas (Maldonado Fonkén, 2014), y ha tenido una importante influencia en el desarrollo histórico de los hábitats de turberas (Thom *et al.*, 2019). En el Tíbet, el pastoreo con yaks ha llegado a cambiar el carácter hidrogenético de muchas turberas, haciéndolas más susceptibles al sobrepastoreo y a la erosión (Zhang *et al.*, 2016). Mientras que el pastoreo promueve la diversidad estructural, también puede conducir al sobrepastoreo y subpastoreo local (Middleton *et al.*, 2006, McBride *et al.*, 2011).

[Taylor \*et al.\*, \(2018a, b, 2019, \[www.conservationevidence.com\]\(http://www.conservationevidence.com\)\)](#) proporcionan información detallada sobre los efectos (qué funciona y qué no funciona) de 125 acciones diferentes (“intervenciones”) para gestionar y restaurar la biodiversidad de las turberas (flora y vegetación) en todo el mundo (centrándose en Europa y América del Norte), aunque no tratan las relaciones causales.

## Esfagno (*Sphagnum*)

Los musgos de esfagno (*Sphagnum*) son posiblemente las plantas formadoras de turba más importantes del mundo (Clymo y Hayward, 1982). Además, solo un puñado de especies esfagnáceas de praderas y montículos de todo el mundo pueden construir un acrotelmo que puede elevar la superficie de una turbera por encima de la influencia de las aguas subterráneas para convertirse en un paisaje de “turbera alta” (Joosten, 1993). Sin embargo, el esfagno tiene graves dificultades para restablecerse de forma espontánea tanto en turberas naturales (Campbell y Corson, 2014), como en turberas drenadas (Price *et al.*, 2016) y rehumidificadas (Thomassen *et al.*, 2012).

[Un estudio de 71 turberas rehumidificadas de Alemania reveló que después de 30 años solo se habían restablecido unas pocas especies de pocinas \(\*Sphagnum cuspidatum\* y \*S. fallax\*\), mientras que no se observaron especies de praderas y montículos \(Andersen \*et al.\*, 2017\).](#)

El fracaso o el retraso de la recononización pueden deberse a la escasez de fuentes de esporas (como en Europa occidental), pero en su mayor parte están relacionados con propiedades inherentes a la planta. Los grandes poros y la estructura suelta del esfagno no pueden generar un fuerte ascenso capilar hacia los capítulos (las “cabezuelas” de la planta), donde se produce el crecimiento (Gauthier *et al.*, 2018). Por lo tanto, para que los capítulos se mantengan húmedos, el nivel del agua no debe descender demasiado por debajo de estos. En condiciones naturales, esto está garantizado por las “condiciones del acrotelmo” en la capa superficial, es decir, una permeabilidad horizontal limitada combinada con una alta

estoratividad (Joosten, 1993) y la transición gradual de la turba más antigua a la biomasa más joven. Tras el drenaje o la extracción de turba a largo plazo, la baja estoratividad de la turba restante conduce fácilmente a niveles de agua profundos en períodos secos (Schouwenaars, 1993). El restablecimiento de un nivel de agua alto y constante solo es posible si se eleva el nivel del agua de forma considerable *por encima* de la superficie de turba compactada. Sin embargo, esto favorece el crecimiento de las especies de pocinas, que superan a las especies de montículo, de crecimiento más lento (Robroek *et al.*, 2009). Pueden pasar muchos decenios antes de que los primeros hayan acumulado suficiente turba para que el ambiente sea mucho más seco y las especies de montículos puedan ganar la competencia (Joosten, 1995, Van Duinen *et al.*, 2011, Lindsay y Clough, 2016).

La disponibilidad de agua en los capítulos puede mejorarse además limitando la evapotranspiración, por ejemplo, proporcionando algún refugio contra la luz y el viento mediante hierbas o árboles, o cubriendo el musgo esfagnáceo reintroducido con paja, como se hace en la técnica canadiense de transferencia de capas de musgo (véase más adelante).

Se han desarrollado varios métodos para inocular especies de *Sphagnum*, entre ellos:

- recolección y esparcimiento de fragmentos de *Sphagnum* (la técnica de transferencia de capas de musgo [MLTT, por sus siglas en inglés], véase el recuadro);
- recolección y plantación de macizos enteros de *Sphagnum*;
- esparcimiento de *Sphagnum* cultivado mediante técnicas de micropropagación (en, por ejemplo, perlas de gel);
- plantación de *Sphagnum* cultivado en tapones o en forma de montículos a partir de *Sphagnum* micropropagado.

Thom *et al.*, (2019) proporcionan información detallada sobre estos métodos. Excepto la técnica de transferencia de capas de musgo, estos enfoques están todavía en las primeras fases de desarrollo. En general, el trasplante de volúmenes más grandes da mejores resultados que el esparcimiento de menos fragmentos más pequeños (Robroek *et al.*, 2009).

La técnica de transferencia de capas de musgo (MLTT) desarrollada por el Grupo Canadiense de Investigación de la Ecología de las Turberas (PERG, por sus siglas en inglés) para la restauración de las turberas (turberas ombrotáficas, turberas minerotáficas pobres y turberas minerotáficas moderadamente ricas), especialmente después de la extracción de la turba, se basa en la reintroducción activa de especies de plantas de turberas, especialmente musgos esfagnáceos, combinada con rehumidificación. El método se ha utilizado en más de 100 proyectos de restauración en Canadá, así como en muchos otros países. Permite el establecimiento de más del 80 % de las especies presentes en el material vegetal recogido en el lugar donante, muestra una disminución progresiva de las especies atípicas a medida que se desarrolla la carpeta de musgo y puede permitir que una turbera restaurada vuelva a capturar y secuestrar carbono 15 años después de la restauración (Nugent *et al.*, 2018, Hugron *et al.*, 2020, Quinty *et al.*, 2020). La primera guía de restauración en la que se utiliza esta técnica se publicó en 1997, con una segunda edición en 2003 (Quinty y Rochefort, 2003). En 2019 y 2020 se revisó el capítulo dedicado a la restauración y se reeditó en folletos independientes que tratan la planificación de los proyectos de restauración, la preparación y rehumidificación del terreno, la recolección de material vegetal y el manejo de los terrenos donantes, así como el esparcimiento del material vegetal, el mantillo y los fertilizantes.

Una vez establecidas, las matas de *Sphagnum* estabilizan en cierto modo las variaciones de humedad del suelo, más aún en las matas más grandes (Robroek *et al.* 2009, Price *et al.*, 2016). Una capa vital de *Sphagnum* también inmoviliza grandes cantidades de nutrientes y evita que las especies vasculares nitrófilas se vuelvan dominantes (Tomassen *et al.*, 2012, Temmink *et al.*, 2017). Una cubierta protectora puede ayudar a estabilizar la turba, prevenir la erosión y proporcionar una protección física para los musgos recién establecidos (Sliva y Pfenhauer, 1999, Groeneveld *et al.*, 2007, Dinesen y Hahn, 2019).

El restablecimiento del pastoreo ligero en las turberas altas puede reducir los arbustos y matorrales y favorecer el *Sphagnum* (Thom *et al.*, 2019).

## Colonización en aguas abiertas

Las turberas de carácter mesotrófico y ligeramente eutróficas pueden repoblarse fácilmente y comenzar a acumular turba tras una inundación profunda (Minke *et al.*, 2016). Por el contrario, la recolonización en aguas abiertas oligotróficas, poco productivas, ácidas y ricas en humus, se ve obstaculizada por la acción de las olas y por la falta de luz y de gases de carbono para los musgos sumergidos cuando el agua tiene más de 30 cm de profundidad (Van Duinen *et al.*, 2017). Las opciones para abordar este problema son: i) elevar el nivel del agua gradualmente para permitir que la vegetación de matorrales crezca con el aumento del nivel del agua, ii) proporcionar un marco para la colonización de las plantas introduciendo residuos forestales o turba ligeramente humificada y iii) minimizar la acción de las olas mediante la compartimentación (Joosten, 1992, Wheeler & Shaw, 1995, Tomassen *et al.*, 2003, 2004).

### Referencias

- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. & Anderson, P. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25: 271–282. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12415>.
- Campbell, D. & Corson, A. (2014). Can mulch and fertilizer alone rehabilitate surface-disturbed Subarctic peatlands? *Ecological Restoration*, 32: 153–160. <http://er.uwpress.org/content/32/2/153.full.pdf+html>.
- Chimner, R.A., Cooper, D. J., Wurster, F.C. & Rochefort, L. (2017). An overview of peatland restoration in North America: where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, 25: 283–292. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12434>.
- Clymo, R.S. & Hayward, P.M. (1982). The ecology of *Sphagnum*. In: Smith, A.I.E. (ed.): *Bryophyte ecology*. London, New York: Chapman & Hall, pp. 229–289. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-5891-3\\_8](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-5891-3_8).
- Dinesen, L. & Hahn, P. (2019). Draft Ramsar Technical Report on peatland restoration and rewetting methodologies in Northern bogs. STRP22 Doc.7.2. <https://www.ramsar.org/document/strp22-doc7-2-draft-ramsar-technical-report-on-peatland-restoration-and-rewetting>.
- Gauthier, T.-L. J., McCarter, C.P.R. & Price, J.S. (2018). The effect of compression on *Sphagnum* hydrophysical properties: Implications for increasing hydrological connectivity in restored cutover peatlands. *Ecohydrology*, e2020. doi:10.1002/eco.2020. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eco.2020>
- Groeneveld, E.V.G., Masse, A. & Rochefort, L. (2007). *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*, 15: 709–719. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.2007.00283.x>.
- Hájková, P., Hájek, M. & Kintrová, K. (2009). How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? *Journal of Applied Ecology*, 46: 417–425. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2664.2009.01608.x>.
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H. & Sundberg, S. (2012). Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation*, 147: 60–67. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320712000523>
- Hugron, S., Guéné-Nanchen, M., Roux, N., LeBlanc, M.-C. & Rochefort, L. (2020). Plant reintroduction in restored peatlands: 80% successfully transferred – Does the remaining 20% matter? *Global Ecology and Conservation* 22: e01000. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419308182/pdf?md5=2a743b2015483cc076f31878c9371c5c&pid=1-s2.0-S2351989419308182-main.pdf>.
- Joosten, J.H.J. (1992). Bog regeneration in the Netherlands: a review. In: O.M. Bragg, P.D. Hulme, H.A.P. Ingram & R.A. Robertson (eds.): *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. Dundee: Dept. of Biological Sciences University of Dundee, pp. 367–373.
- Joosten, H. (1993). Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. *Telma*, 23: 95–115.
- Joosten, J.H.J. (1995). Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.): *Restoration of temperate wetlands*. Chichester: Wiley, pp. 379–404.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Shaw, N. & Tischew, S. (2014). Guidelines for native seed production and grassland restoration. Newcastle upon Tyne: Cambridge Scholars Publishing. <http://www.cambridgescholars.com/download/sample/61669>.
- Klimkowska, A., van der Elst, D.J. D., & Grootjans, A.P. (2014). Understanding long-term effects of topsoil removal in peatlands: overcoming thresholds for fen meadows restoration. *Applied Vegetation Science*, 18: 110–120. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/avsc.12127>.
- Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Belting, H., Beltman, B., Blüml, V., De Vries, Y., Geiger-Udod, B., Grootjans, A. P., Hedberg, P., Jager, H. J., Kerkhof, D., Kollmann, J., Pawlikowski, P., Pleyl, E., Reinink, W., Rydin, H., Schrautzer, J., Silva, J., Stańko, R., Sundberg, S., Timmermann, T., Wolejko, L., van der Burg, R. F., van der Hoek, Dick, van Diggelen, J. M. H., van Heerden, A., van Tweel, L., Vegelin, K. & Kotowski, W. (2019). Are we restoring functional fens? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLOS ONE* 14: e0215645. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6481837/pdf/pone.0215645.pdf>
- Kotowski, W., Jabłońska, E. & Bartoszek, H. (2013). Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? *Biological Conservation*, 167, 292–297. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713002954/pdf>.
- Kozub, Ł., Goldstein, K., Dembiczy, I., Wilk, M., Wyszomirski, T. & Kotowski, W. (2018). To mow or not to mow? Plant functional traits help to understand management impact on rich fen vegetation. *Applied Vegetation*, 22: 27–38. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/avsc.12411>.
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C. J., Rochefort, L., Koeljan, A.M., Roelofs, J.G. M. & Smolders, A.J.P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90: 182–203. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/brv.12102>.
- Lindsay, R.A. & Clough, J. (2016). A review of the influence of ombrotrophic peat depth on the successful restoration of bog habitat. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 925. Edinburgh: Scottish Natural Heritage, pp. 74. <https://repository.uel.ac.uk/download/8b5018f497ea646a5764a0a1d124e8f04e0333f879a2e8a4953b3f58c5623c58/19790621/SNH%20Report%20925.pdf>.
- Maldonado Fonkén, M.S. (2014). An introduction to the bofedales of the Peruvian High Andes. *Mires and Peat* 15, Article 05: 1–13. [http://mires-and-peat.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=150&id=1558800006](http://mires-and-peat.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=150&id=1558800006).
- Mälson, K. & Rydin, H. (2007). The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation*, 135: 435–442. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706004411/pdf>.
- Mälson, K., Backéus, I. & Rydin, H. (2008). Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, 11: 99–106. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-109X.2008.tb00208.x>.
- McBride, A., Diack, I., Droy, N., Hamill, B., Jones, P., Schutten, J., Skinner, A. & Street, M. (eds.) (2011). *The Fen Management Handbook*. Perth: Scottish Natural Heritage, pp. 329. <https://www.nature.scot/sites/default/files/Publication%202011%20-%20Fen%20Management%20Handbook.pdf>.

- Middleton, B. A., Holsten, B. & Van Diggelen, R. (2006). Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9: 307-316. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1654-109X.2006.tb00680.x>.
- Minke, M., Augustin, J., Burlo, A., Yarmashuk, T., Chuvashova, H., Thiele, A., Freibauer, A., Tikhonov, V. & Hoffmann, M. (2016). Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences*, 13: 3945-3970. <https://bg.copernicus.org/articles/13/3945/2016/bg-13-3945-2016.pdf>.
- Nugent, K.A., Strachan, I.B., Strack, M., Roulet, N.T. & Rochefort, L. (2018). Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to a carbon sink. *Global Change Biology*, 24: 5751-5768. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.14449>.
- Patzelt, A., Wild, U. & Pfdenhauer, J. (2001). Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology*, 9:127-136. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1526-100x.2001.009002.127.x>.
- Pedriani, S. & Dixon, K.W. (2020). International principles and standards for native seeds in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28/S3: S286-S303. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/rec.13155>.
- Pfdenhauer, J. & Grootjans, A. (1999). Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science*, 2: 95-106. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2307/1478886>.
- Price, J., Evans, C., Evans, M., Allott, T. & Shuttleworth, E. (2016). Peatland restoration and hydrology. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 77- 94. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/peatland-restoration-and-hydrology/69CA89F28305A7E57178F02689C06FA7>.
- Quinty, F. & Rochefort, L. (2003). *Peatland restoration guide*, second edition. Québec, Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, pp. 106. [http://www.gret-perg.ulaval.ca/no\\_cache/en/pergs-publications/?tx\\_centrerecherche\\_pi1\[showUId\]=6192](http://www.gret-perg.ulaval.ca/no_cache/en/pergs-publications/?tx_centrerecherche_pi1[showUId]=6192)
- In 2019 and 2020, Chapter 4 was revised and republished in independent booklets:
- [Planning Restoration Projects](#) (replace p. 13 to 24 in the 2003 Guide)
- [Site Preparation and Rewetting](#) (replace p. 25 to 35 and pp. 60 to 62)
- [Plant Material Collecting and Donor Site Management](#) (replace p. 36 to 45)
- [Spreading of Plant Material, Mulch and Fertilizer](#) (replace p. 46 to 59)
- Ramseier, D., Klötzli, F., Bollens, U., & Pfdenhauer, J. (2009). Restoring wetlands for wildlife habitat. In: Maltby, E. & Barker, T. (eds.): *The Wetlands Handbook*. Blackwell Publishing, pp. 780-801. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/9781444315813.ch34>.
- Robroek, B.J.M., van Ruijven, J., Schouten, M.G.C., Breeuwer, A., Crushell, P.H., Berendse, F. & Limpens, J. (2009). *Sphagnum* re-introduction in degraded peatlands: The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and Applied Ecology*, 10: 697-706. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179109000516/pdf>.
- Schipper, A.M., Zeefat, R., Tanneberger, F., van Zuidam, J. P., Hahne, W., Schep, S.A., Loos, S., Bleuten, W., Joosten, H., Lapshina, E.D. & Wassen, M.J. (2007). Vegetation characteristics and eco-hydrological processes in a pristine mire in the Ob River valley (Western Siberia). *Plant Ecology*, 193: 131-145. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11258-006-9253-x.pdf>.
- Schouwenaars, J. (1993). Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia*, 265: 217-224. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00007270.pdf>.
- Sliva, J. & Pfdenhauer, J. (1999). Restoration of cut-over raised bogs in Southern Germany: A comparison of methods. *Applied Vegetation Science*, 2: 137-148. <https://www.jstor.org/stable/1478891>.
- Taylor, N.G., Grillas, P. & Sutherland, W.J. 2018a. Peatland conservation: Global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation. Cambridge: University of Cambridge, pp. 236. [https://www.researchgate.net/publication/323551453\\_Peatland\\_Conservation\\_Global\\_Evidence\\_for\\_the\\_Effects\\_of\\_Interventions\\_to\\_Conserve\\_Peatland\\_Vegetation/citation/download](https://www.researchgate.net/publication/323551453_Peatland_Conservation_Global_Evidence_for_the_Effects_of_Interventions_to_Conserve_Peatland_Vegetation/citation/download).
- Taylor, N.G., Grillas, P. & Sutherland, W.J. 2018b. Peatland conservation. Global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation. In: Sutherland, W. J., Dicks, L.V., Ockendon, N., Petrovan, S.O. & Smith, R.K. (eds.): *What Works in Conservation*. Open Book Publishers, pp. 330-392. <https://www.jstor.org/stable/pdf/10.2307/j.ctv4ncnwf.9>.
- Taylor, N.G., Grillas, P., Fennessy, M.S., Goodyer, E., Graham, L.L.B., Karofeld, E., Lindsay, R.A., Locky, D.A., Ockendon, N., Rial, A., Ross, S., Smith, R.K., van Diggelen, R., Whinam, J. & Sutherland, W.J. (2019). A synthesis of evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation: overview and critical discussion. *Mires and Peat* 24, Article 18: 1-21. [http://mires-and-peat.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=326&id=1561112066](http://mires-and-peat.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=326&id=1561112066).
- Temmink, R.J.M., Fritz, C., van Dijk, G., Hensgens, G., Lamers, L. P.M., Krebs, M., Gaudig, G. & Joosten, H. (2017). Sphagnum farming in a eutrophic world: the importance of optimal nutrient stoichiometry. *Ecological Engineering*, 98: 196-205. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416305973>.
- Thom, T., Hanlon, A., Lindsay, R., Richards, J., Stoneman, R. & Brooks, S. (2019). *Conserving bogs: The management handbook*, 2<sup>nd</sup> edition. <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/header-images/Resources/Conserving%20Bogs%20The%20Management%20Handbook%202nd%20Edition.pdf>.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., van Herk, J. M., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J. G. M. (2003). Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: An experimental feasibility study. *Applied Vegetation Science*, 6: 141-152. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00574.x>.
- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G. M. (2004). Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: The importance of peat quality. *Biogeochemistry*, 71: 69-87. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10533-004-3931-3.pdf>.
- Tomassen, H. B.M., Smolders, A. J.P., van der Schaaf, S., Lamers, L. P.M. & Roelofs, Jan G.M. (2012). Restoration of raised bogs: Mechanisms and case studies from the Netherlands. In: Eiselová, M. (ed.): *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe: Principles and case studies*. Springer, Dordrecht, pp. 285-330. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-9265-6\\_15](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-9265-6_15).
- Van Diggelen, J. M.H., Bense, I. H.M., Brouwer, E., Limpens, J., van Schie, J.M.M., Smolders, A.J.P. & Lamers, L.P.M. (2015). Restoration of acidified and eutrophied rich fens: Long-term effects of traditional management and experimental liming. *Ecological Engineering*, 75, 208-216. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857414006648/pdf>.
- Van Dijk, J., Stroetenga, M., Van Bodegom, P. M. & Aerts, R. (2007). The contribution of rewetting to vegetation restoration of degraded peat meadows. *Applied Vegetation Science* 10: 315-324. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00430.x>.
- Van Duinen, G.-J., Tomassen, H., Limpens, J. Smolders, F., van der Schaaf, S., Verberk, W., Groenendijk, D., Wallis de Vries, M. & Roelofs, J. (2011). Perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. Samenvatting onderzoek en handleiding hoogveenherstel 1998-2010. Bosschap, Driebergen, pp. 89 [https://www.natu.urnkennis.nl/Uploaded\\_files/Publicaties/obn150-nz-perspectieven-voor-hoogveenherstel-in-nederland.0039e3.pdf](https://www.natu.urnkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/obn150-nz-perspectieven-voor-hoogveenherstel-in-nederland.0039e3.pdf).
- Van Duinen, G.-J., von Asmuth, J., van Loon, A., van der Schaaf, S. & Tomassen, H. (2017). Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen. Kennis, praktijkervaring en kennisleemten bij de inrichting van hoogveenkernen, randzones en bufferzones. Driebergen: Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, pp. 301. [https://www.natuurkennis.nl/Uploaded\\_files/Publicaties/obn212-nz-duurzaam-herstel-hoogveenlandschappen.56d5db.pdf](https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/obn212-nz-duurzaam-herstel-hoogveenlandschappen.56d5db.pdf).
- Wheeler, B. D., & Shaw, S. C. (1995). Restoration of damaged peatlands – with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. London: HMSO. <http://142.44.210.7/bitstream/123456789/5621/Wheeler%2c%20Shaw.%20Restoration%20of%20Damaged%20Peatlands.%20With%20particular%20reference%20to%20lowland%20raised%20bogs%20affected%20by%20peat%20extraction.pdf>.
- Wilhelm, L.P., Morris, P.J., Granath, G. & Waddington, J.M. (2015). Assessment of an integrated peat-harvesting and reclamation method: peatland-atmosphere carbon fluxes and vegetation recovery. *Wetlands Ecology and Management*, 23: 491-504. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11273-014-9399-6.pdf>.
- Zhang, X.H., Schumann, M., Gao, Y., Foggini, J.M., Wang, S.-Z. & Joosten, H. (2016). Restoration of high altitude peatlands on the Ruogai Plateau (Northeastern Tibetan Plateau, China). In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (eds.): *Peatland restoration and ecosystem services: Science, policy and practice*. Cambridge: Cambridge University Press/ British Ecological Society, pp. 234-252. <https://www.cambridge.org/core/books/peatland-restoration-and-ecosystem-services/restoration-of-highaltitude-peatlands-on-the-ruogai-plateau-northeastern-tibetan-plateau-china/A638A70F028227666F25635F572067D9>.

# Anexo VI: Monitoreo y manejo adaptable

No es posible ni deseable proporcionar un “modelo rector” completo para la implementación de los planes de restauración. Durante la implementación, se aprenderá qué da resultados y qué no, y estas lecciones deberán incorporarse en los trabajos posteriores y en la planificación futura. Por lo tanto, la planificación y el diseño deben integrar el monitoreo, la evaluación y el manejo adaptable en un proceso continuo de “aprendizaje práctico” (Parish *et al.*, 2019).

A muchos interesados directos les preocupan los efectos externos de la restauración de las turberas y son propensos a interpretar los fenómenos simultáneos o consecutivos, ya sea la inundación de sótanos o las molestias ocasionadas por moscas y mosquitos, como un efecto causal de la rehumidificación. El monitoreo puede demostrar eficazmente los verdaderos efectos de las medidas de restauración. La inclusión de un programa de monitoreo como parte integral de cualquier plan de restauración proporciona un medio para demostrar a los interesados directos que sus preocupaciones se toman seriamente en cuenta.

Los objetivos, las normas de rendimiento y los protocolos para el monitoreo y la evaluación de los datos deben incorporarse en los planes de restauración antes del inicio de un proyecto. La estrategia de monitoreo debe tener en cuenta que los objetivos finales de la restauración solo pueden alcanzarse después de un período prolongado, que no puede planificarse (Bonnnett *et al.*, 2009). Esto puede requerir la formulación de indicadores para la trayectoria adecuada de desarrollo del ecosistema hacia el objetivo previsto. Joosten (1992), por ejemplo, propuso que la “restauración de las turberas ombrotroficas” se considerase un éxito no cuando se hubiera restablecido un paisaje de turberas que funcione de forma autónoma (esto llevaría mucho tiempo), sino cuando se hubiera producido un establecimiento “permanente” de aquellas especies y comunidades clave que ofrezcan capacidad para reconstruir ese paisaje de turberas en las condiciones climáticas actuales (Wheeler y Shaw, 1995).

El monitoreo durante el periodo del proyecto debe centrarse principalmente en los parámetros “de entrada”, es decir, ¿se aplican adecuadamente las medidas previstas? En lo que respecta a la rehumidificación de las turberas y el manejo adaptable, esto se refiere especialmente a la ejecución y al cuidado posterior de las estructuras para el control del agua, de lo que se derivan las siguientes recomendaciones (Wheeler & Shaw, 1995, Similä *et al.*, 2014):

- Monitorear el estado de todas las estructuras para el control del agua.
- Revisar las represas y los diques periódicamente, sobre todo después de lluvias intensas. Comprobar también si hay canales de erosión alrededor de las represas y si la base de la zanja se ve afectada por fuertes desbordamientos.
- Corregir cualquier daño lo antes posible. En caso de que las medidas no sean urgentes, pueden posponerse hasta un periodo con mejor acceso para la maquinaria (por ej., un verano seco).
- Comprobar si las represas se contraen y agrietan durante el tiempo seco y tomar medidas para evitar la pérdida de agua debido al flujo preferente a través de estas grietas.
- A medida que avanza la rehumidificación, puede ser necesario aumentar periódicamente la altura de las represas y los diques, si la turba adyacente se hincha.
- El mantenimiento de los diques “internos” es menos importante que el de los diques “externos”. El crecimiento de la vegetación puede ayudar a aglutinar la turba superficial, pero el crecimiento de los árboles puede aumentar la desecación y el agrietamiento.
- La siega de la vegetación puede ser beneficiosa si hay que utilizar los diques para el acceso.

Además de abordar los parámetros de entrada, es necesario controlar los parámetros de salida relacionados con las metas. Los indicadores del efecto climático serían la acumulación/pérdida de turba y los flujos de gases de efecto invernadero, y sus indicaciones, como niveles de agua altos y estables, vegetación y ausencia de hundimiento. Otros factores, como los servicios de los ecosistemas y la vegetación biodiversa, podrían ser un buen indicador.

Thom *et al.*, (2019) presentan amplia información sobre **métodos y técnicas de monitoreo** para lo siguiente:

- las condiciones generales del sitio (mediante el uso de evaluaciones sobre el terreno, fotografías satelitales, con vehículos aéreos no tripulados y de punto fijo);
- topografía (utilizando bastidores de nivelación, planchetas, niveles manuales, niveles telescópicos y similares, topografía taquimétrica, teodolitos, medidores electrónicos de distancia y Sistemas de Posicionamiento Global GPS, fotogrametría aérea, LiDAR);
- hidrología: niveles de agua (mediante el uso de la humedad del suelo, pozos de inmersión, medidores de intervalo de niveles de agua, sondas de capacitancia, técnicas de rastreo químico, registradores de datos, teleobservación multiespectral, radar de contenido de humedad del suelo por satélite SMAP, modelización), infiltración/descarga (mediante vertederos en V, medidores de flujo de cubo basculante, piezómetros), evapotranspiración (mediante lisímetros) y precipitaciones (pluviómetros convencionales y registradores);
- química: pH, conductividad eléctrica y potencial de oxidación-reducción (utilizando dispositivos manuales) y diversos iones/elementos/sustancias (utilizando técnicas de laboratorio);
- profundidad de la turba (mediante perforación y georradar) y propiedades de la turba (tales como grado de descomposición, textura, contenido de fibra, densidad aparente, y contenido de agua, ceniza, materia orgánica del suelo y carbono);
- cambios en el nivel de la superficie (utilizando anclajes de turba, placas de acumulación, LiDAR, fotogrametría);
- erosión de la turba (mediante marcadores de referencia, cartografía de patrones de erosión, imágenes de satélite de alta resolución, modelos digitales para curvas de nivel derivados del sistema LiDAR y de fotografías aéreas, retención de sedimentos);
- vegetación (utilizando cuadrículas permanentes o aleatorias de área, de puntos o de líneas, de campo, de fotografía aérea o de cartografía por satélite);
- fauna (mediante estudios de aves reproductoras, recuentos de transectos, recuentos de grupos reproductivos, redes de malla fina, trampas malasia, trampas de caída, trampas de agua, trampas de luz, trampas de succión, trampas atrayentes aéreas, trampas de salida, y técnicas de recuento directo como recorrido de transectos, colocación de redes, búsqueda manual, uso de cuadrículas).

## Referencias

- Bonnett, S.A.F., Ross, S., Linstead, C. & Maltby, E. (2009). A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. University of Liverpool. Natural England Commissioned Reports, Number 086, pp. 179. <http://publications.naturalengland.org.uk/file/84005>.
- Joosten, J.H.J. (1992). Bog regeneration in the Netherlands: a review. In: O.M. Bragg, P.D. Hulme, H.A.P. Ingram & R.A. Robertson (eds.): Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. Dundee: Dept. of Biological Sciences University of Dundee, pp. 367-373.
- Parish, F., Yan, L. S., Zainuddin, M. F. & Giesen, W. (eds.). (2019). RSPO manual on Best Management Practices (BMPs) for management and rehabilitation of peatlands, 2nd Edition. Kuala Lumpur, RSPO, pp. 178. [http://www.gec.org.my/view\\_file.cfm?fileid=3458](http://www.gec.org.my/view_file.cfm?fileid=3458).
- Similä, M, Aapala, K. & Penttinen, J. (eds.). (2014). Ecological restoration in drained peatlands - best practices from Finland. Vantaa: Metsähallitus, pp. 84. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1733>.
- Thom, T., Hanlon, A., Lindsay, R., Richards, J., Stoneman, R. & Brooks, S. (2019). Conserving bogs: The management handbook 2<sup>nd</sup> edition. <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/header-images/Resources/Conserving%20Bogs%20The%20Management%20Handbook%202nd%20Edition.pdf>.
- Wheeler, B. D., & Shaw, S. C. (1995). Restoration of Damaged Peatlands – with Particular Reference to Lowland Raised Bogs Affected by Peat Extraction. London: HMSO.

# Anexo VII: Evaluación

Observar y documentar de cerca y en forma periódica y sistemática los cambios en la zona del proyecto son pasos importantes para evaluar:

- si se han alcanzado las metas o aún resta alcanzarlas;
- si el dinero se ha gastado en forma eficaz y eficiente; y
- qué puede mejorarse o podría haberse mejorado (lecciones aprendidas para los proyectos actuales y futuros).

La prueba definitiva del éxito de la restauración de las turberas es, obviamente, si se han alcanzado los objetivos deseados (Wheeler y Shaw, 1995). Esto significa que esos objetivos deberían haberse formulado de la forma más concreta posible (véase el capítulo 4). La mera proclamación de una zona como “restaurada” impide cualquier evaluación significativa.

“El éxito es una parte confusa del léxico de la restauración; los criterios de las metas pueden variar ampliamente tanto en su nivel de ambición como en su justificación, incluso entre los interesados directos de un mismo proyecto. Los resultados ecológicos también difieren del éxito en relación con la economía, la estética, la recreación o la educación. El establecimiento de normas de evaluación requiere un consenso entre científicos, organismos de financiación y grupos de ciudadanos” (González y Rochefort, 2019).

Sin embargo, el prolongado período que probablemente requerirá la recuperación total exige la formulación de metas intermedias que permitan evaluar los avances y determinar los ajustes necesarios en el manejo. En general, la respuesta más inmediata es hidrológica, seguida de cambios biológicos y, por último, la regeneración del crecimiento de la turba.

## Monitoreo a largo plazo

El eventual “éxito” de la restauración práctica rara vez se evalúa de forma sistemática. Los ecosistemas degradados suelen recuperarse lentamente, mientras que los costos del monitoreo y la evaluación a largo plazo suelen ser difíciles de financiar porque los planes son demasiado breves (<5 años) y demasiado restrictivos (esto es, apoyan la implementación, pero no el monitoreo y la evaluación) (Andersen *et al.*, 2017, Strobl, 2019). Por ello, la mayoría de los estudios solo abarcan un período breve, mientras que los estudios a largo plazo son escasos. Esto crea el riesgo de extraer conclusiones prematuras sobre la eficacia de la restauración (Klimkovska *et al.*, 2014, Haapalehto *et al.*, 2017). Además, no existen normas generales de monitoreo a largo plazo (Andersen *et al.*, 2017, Artz *et al.*, 2018). En este sentido, debería desarrollarse la teleobservación como un método casi en tiempo real y eficaz en función del costo para el monitoreo de proyectos de restauración a gran escala (cf. Sirin *et al.*, 2020).

## ¿Qué se debe monitorear?

El éxito de un proyecto de restauración está determinado en última instancia por la consecución de los objetivos deseados, pero teniendo en cuenta los largos plazos en los que probablemente se produzca la recuperación, es importante determinar una serie de metas intermedias para poder evaluar el progreso hacia el objetivo y realizar ajustes en las operaciones de manejo (Wheeler y Shaw, 1995).

El monitoreo de los niveles de **agua** y las comprobaciones periódicas del estado de las estructuras para el control del agua permiten responder las siguientes preguntas:

- ¿Son los niveles de agua constantemente más altos que antes?
- ¿Se han estabilizado los niveles de agua y se han reducido suficientemente las fluctuaciones?
- ¿Se mantienen los niveles de agua requeridos?

Cabe señalar que la evaluación debe realizarse teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas reales y predominantes.

La **vegetación** suele ser una herramienta operativa (por ej., el establecimiento de “ingenieros ecosistémicos”), un método de monitoreo (bioindicación) y un objetivo de restauración (conservación de la biodiversidad). La selección de especies para el monitoreo podría centrarse en todos estos aspectos.

Por cierto, el aspecto de la bioindicación puede ser importante para evaluar la respuesta a corto plazo de las actividades de restauración y para indicar si estas actividades han sido adecuadas para alcanzar los objetivos finales. En este sentido, resulta práctico comprender que es más fácil erradicar especies (no deseadas) que recuperar las especies objetivo (Haapalehto *et al.*, 2017), por lo que la “ausencia” de especies es también una observación importante.

Es difícil y costoso hacer un monitoreo de conjuntos completos de especies, por lo que se deben elegir algunos pocos grupos de especies. Estos podrían incluir:

- Ingenieros ecosistémicos; es decir, especies que determinan el funcionamiento estratégico del ecosistema, por ejemplo, especies específicas de *Sphagnum* para hábitats de turberas ombrotáficas;
- Especies indicadoras; es decir, especies que reflejan aspectos particulares de la calidad del hábitat (por ej., el régimen y la calidad del agua, el suministro de nutrientes, las perturbaciones) y pueden indicar factores impulsores específicos del cambio (Strobl, 2019);
- Especies características; es decir, especies que son típicas de un hábitat (que se encuentran sistemáticamente en él), incluidas las especies emblemáticas que actúan como embajadoras, iconos o símbolos del hábitat;

Especies dominantes; es decir, especies que dominan las comunidades.

El **crecimiento de la turba** es más difícil de evaluar, porque el aumento de la retención del agua dentro de una turbera anteriormente drenada puede ocasionar una “hinchazón” física de la masa de turba, lo que resulta en un aumento de la altura relativa de la superficie de la turba. Esto último no debe interpretarse como un signo de nueva acumulación de turba.

La acumulación de turba es un proceso sutil con una gran variación anual. Por lo tanto, sin estudios directos del flujo de carbono a largo plazo (Nugent *et al.*, 2018) o un extenso análisis de datos paleoecológicos (Joosten 1995, Mrotzek *et al.* 2020), resulta difícil determinar si una turbera está realmente acumulando turba. Los indicadores de la formación de turba son la prevalencia de plantas cuyos restos se encuentran también en la turba superior, junto con condiciones de anegamiento casi permanente (Joosten *et al.*, 2017) y la indicación directa de la vegetación, utilizando tipos de vegetación elaborados específicamente (Couwenberg *et al.*, 2011).

Los ecologistas especialistas en restauración se han centrado tradicionalmente en las propiedades abióticas y de la vegetación como objetivos y criterios de monitoreo, mientras que los animales han sido generalmente menos estudiados (siendo las aves una excepción). Esto está relacionado con la suposición de que si la calidad del hábitat y la estructura de la vegetación se recuperan, la fauna le seguirá espontáneamente. Al mismo tiempo, las plantas vasculares son más fáciles de evaluar, muestran menos variación estacional e integran las condiciones del lugar durante largos períodos.

Sin embargo, se ha demostrado que las comunidades de insectos no se recuperan en la misma medida que las comunidades vegetales. Los animales son una parte importante de la recuperación de los ecosistemas, dado su papel como biorreductores, herbívoros y depredadores que afectan en gran medida la diversidad vegetal y el funcionamiento de los ecosistemas (Strobl, 2019).

La Sociedad para la Restauración Ecológica (SER, 2004) enumera nueve atributos para determinar cuándo se ha logrado la restauración ecológica. Gann *et al.*, (2019) presentan un sistema de “estrellas” para resumir el resultado de la recuperación. Bonnett *et al.*, (2009) presentan una amplia revisión de las técnicas para el monitoreo del éxito de la restauración de turberas. También puede consultarse amplia información en McBride *et al.*,

(2011). Resulta útil asimismo el Manual de Ramsar N° 13, sobre “Inventario, evaluación y monitoreo”.<sup>1</sup>

Los ecosistemas de las turberas suelen haber estado desarrollándose desde hace muchos miles de años. Sin embargo, en la restauración de turberas, el tiempo suele considerarse un lujo, ya que los organismos de financiación exigen pruebas de un uso óptimo de los recursos y de resultados en ciclos de financiación relativamente breves.

Esta actitud pone de manifiesto un marcado desequilibrio entre la gestión de los bosques y de las turberas: si se está creando un bosque, los organismos de financiación tienden a reconocer que los árboles necesitan decenios para establecerse. Curiosamente, no se otorga el mismo reconocimiento a la restauración de las turberas, aunque la mayoría de ellas suelen tener una vida mucho más prolongada que los bosques.

Algunas respuestas de las turberas pueden ser sorprendentemente rápidas y, por lo tanto, pueden ajustarse a plazos de financiación breves, pero la mayoría no lo son y necesitan tiempo para estabilizarse y establecerse. Esta es una regla fundamental de la gestión y la evaluación de la restauración de turberas, una regla que debería ser reconocida por los responsables de la formulación de políticas, los investigadores académicos y los profesionales por igual. (adaptado de Lindsay *et al.*, 2016).

#### Referencias

- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. & Anderson, P. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25, 271-282. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.12415>.
- Artz, R. E., Faccioli, M., Roberts, M. & Anderson, R. (2018). Peatland restoration – a comparative analysis of the costs and merits of different restoration methods. The James Hutton Institute on behalf of ClimateXChange, pp. 44. <https://www.climatechange.org.uk/media/3141/peatland-restoration-methods-a-comparative-analysis.pdf>.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bährsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67-89. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-011-0729-x.pdf>.
- Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. & Dixon, K.W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S3-S46. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13035>.
- González, E., & Rochefort, L. (2019). Declaring success in *Sphagnum* peatland restoration: Identifying outcomes from readily measurable vegetation descriptors. *Mires and Peat* 24: Article 19, 1-16. [http://mires-and-peat.net/modules/download\\_gallery/dlc.php?file=327&id=1561112378](http://mires-and-peat.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=327&id=1561112378).
- Haapalehto, T., Juutinen, R., Kareksela, S., Kuitunen, M., Tahvanainen, T., Vuori, H. & Kotiaho, J. S. (2017). Recovery of plant communities after ecological restoration of forestry-drained peatlands. *Ecology and Evolution*, 7, 7848-7858. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5632633/>.
- Joosten, J.H.J. (1995). Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.): *Restoration of temperate wetlands*. Chichester: Wiley, pp. 379-404.
- Joosten, H., Moen, A., Couwenberg, J. & Tanneberger, F. (2017a). Mire diversity in Europe: mire and peatland types. In: Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (eds.): *Mires and peatlands of Europe – Status, distribution and conservation*. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 5-64.
- Klimkowska, A., van der Elst, D. J. D., & Grootjans, A. P. (2014). Understanding long-term effects of topsoil removal in peatlands: overcoming thresholds for fen meadows restoration. *Applied Vegetation Science*, 18, 110-120. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/avsc.12127>.
- Lindsay, R., Birnie, R. & Clough, J. (2016). Peatland restoration. IUCN UK Committee Peatland Programme Briefing Note No. 11. [https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-05/11%20Peatland%20Restoration\\_FINAL.pdf](https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-05/11%20Peatland%20Restoration_FINAL.pdf).
- McBride, A., Diack, I., Droy, N., Hamill, B., Jones, P., Schutten, J., Skinner, A. & Street, M. (eds.). (2011). *The Fen Management Handbook*. Perth: Scottish Natural Heritage, pp. 329. <https://www.nature.scot/sites/default/files/Publication%202011%20-%20Fen%20Management%20Handbook.pdf>
- Mrozek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönnig, N. & Couwenberg, J. (2020). Mass balances of a drained and a rewetted peatland: on former losses and recent gains. *Soil Syst.* 4, 16, 1-14. <https://www.mdpi.com/2571-8789/4/1/16>
- Nugent, K.A., Strachan, I.B., Strack, M., Roulet, N.T. & Rochefort, L. (2018). Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to a carbon sink. *Global Change Biology*, 24, 5751-5768. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.14449>
- SER 2004: Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson: Society for Ecological Restoration International. <https://www.ser-rrc.org/resource/the-ser-international-primer-on/>.
- Sirin, A.A., Medvedeva, M.A., Makarov, D.A., Maslov, A.A. & Joosten, H. (2020). Multispectral satellite based monitoring of land cover change and associated fire reduction after large-scale peatland rewetting following the 2010 peat fires in Moscow Region (Russia). *Ecological Engineering* 158. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857420303323/pdf>.
- Strobl, K. (2019). Evaluating restoration success of rewetted peatlands: Recovery potential, temporal dynamics and comparison of monitoring approaches. Doctor thesis Technische Universität München, pp. 79. <http://mediatum.ub.tum.de/doc/1484578/1484578.pdf>.
- Wheeler, B.D., & Shaw, S.C. (1995). *Restoration of Damaged Peatlands – with Particular Reference to Lowland Raised Bogs Affected by Peat Extraction*. London: HMSO.

1 <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-13sp.pdf>