



Réhumidification et restauration des tourbières : lignes directrices mondiales



Auteur

Hans Joosten, Université de Greifswald et Duene e.V., Partenaires au Greifswald Mire Centre, Greifswald.

Citation

Convention sur les zones humides. (2021). Réhumidification et restauration des tourbières : lignes directrices mondiales. Rapport technique Ramsar n° 11. Gland, Suisse : Le Secrétariat de la Convention sur les zones humides

Remerciements

Des remarques constructives ont été formulées par : Secrétariat de la Convention sur les zones humides, Samer Elshehawi, Stephen Grady, Ab Grootjans, Tuomas Haapalehto, Jari Ilmonen, Kassim Kulindwa, Tatiana Minayeva, Richard Lindsay, Jack Rieley, Line Rochefort, Matthew Simpson et deux relecteurs anonymes.

Table of contents

Avant-propos	4
Résumé	5
Principes généraux	5
Messages clés	8
1. Introduction	9
Caractéristiques des tourbières.....	9
2. Identification du problème	13
3. Évaluation du site	14
3.1. Types de tourbières	14
3.2. Interconnexions.....	16
3.3. Intensité de dégradation	18
4. Définition des objectifs.....	23
4.1. Introduction	23
4.2. La restauration des tourbières au service de l'atténuation du changement climatique et à l'adaptation à celui-ci.....	24
4.3. Conservation de la biodiversité naturelle.....	26
4.4. Assurer la productivité : paludiculture et moyens de subsistance	27
4.5. Amélioration de la qualité de l'eau, approvisionnement en eau et protection contre les inondations	28
5. Planification	30
5.1. Contraintes juridiques.....	30
5.2. Participation du public et contribution des parties prenantes.....	31
5.3. Coûts, avantages et financement.....	31
6. Techniques de restauration	33
6.1. Principes généraux	33
6.2. Relief des tourbières et érosion.....	34
6.3. Interventions hydrologiques.....	35
6.4. Plantes et végétation.....	41
6.6. Micro-organismes	46
6.7. Suivi et gestion adaptative	47
7. Évaluation	48
8. Perspectives	49
8.1. Écueils les plus fréquents de la réhumidification et de la restauration.....	49
8.2. Sensibilisation et renforcement des capacités	50
8.3. Limites et perspectives de la recherche	50
9. Conclusions	51
Annexe I : Valeurs, services écosystémiques et objectifs de la restauration	59
Annexe II : Types de tourbières actives hydrogénétiques	64
Annexe III : Conflits, compromis et synergies	71
Annexe IV : Participation du public et contribution des parties prenantes.....	73
Annexe VII : Notes sur la gestion de la végétation.....	75
Annexe VI : Suivi et gestion adaptative	80
Annexe VII : Évaluation.....	82

Avant-propos

Les tourbières représentent la moitié des terres humides mondiales et 3 % de la surface terrestre. Elles fournissent de nombreux services écosystémiques vitaux : elles régulent le cycle de l'eau, la purifient et abritent une diversité biologique remarquable. Les tourbières stockent plus de carbone, plus longtemps, que tout autre écosystème dans le monde. Cependant, près de 50 millions d'hectares de tourbière ont été asséchés, un phénomène responsable d'environ 4 % des émissions mondiales de dioxyde de carbone (CO₂). Or, à moins d'être restaurées, les tourbières continueront de libérer du CO₂. Il faudrait restaurer la moitié des tourbières asséchées d'ici 2030 pour réaliser l'objectif de l'Accord de Paris visant à limiter l'augmentation de la température mondiale entre 1,5 et 2 °C.

Les 172 Parties contractantes de la Convention sur les zones humides reconnaissent la nécessité de restaurer les tourbières, comme en témoignent, par exemple, la Résolution XIII.13 *Restauration des tourbières dégradées pour atténuer les changements climatiques et s'adapter à ces changements*, accroître la biodiversité et réduire les risques de catastrophe, ou encore le plan stratégique de la Convention dont l'un des objectifs vise à restaurer les tourbières dégradées en privilégiant les zones humides pertinentes pour la conservation de la biodiversité, la réduction des risques de catastrophe, les moyens d'existence et/ou l'atténuation des changements climatiques et l'adaptation à ces changements.

Ce rapport technique préparé par le Groupe d'évaluation scientifique et technique de la Convention brosse un état des connaissances et énonce certains principes en vue de la restauration des tourbières asséchées. À ce rapport s'ajoutent une note d'information (n° 11) contenant des directives méthodologiques pratiques pour restaurer les tourbières asséchées, et une note d'orientation (n° 11) diffusant des informations et des recommandations à l'attention des décideurs politiques.

Ces contributions peuvent aider les Parties de la Convention ainsi qu'une large gamme d'autres parties prenantes à identifier et à mettre en œuvre les actions favorables à la restauration des tourbières. Elles peuvent accompagner la planification et la prise de décision éclairée, et permettre par exemple aux pays d'intégrer la restauration des tourbières dans les Contributions déterminées au niveau national (CDN) et dans les autres cadres de planification, tout en accélérant la mise en œuvre de la Convention sur les zones humides.

En l'absence d'actions ambitieuses pour protéger et restaurer les tourbières, il y a peu de chances de voir se réaliser les objectifs communs relatifs au changement climatique, au développement durable et à la conservation de la biodiversité. À l'aube de la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes 2021-2030, j'espère que ces contributions pousseront les individus à l'action.

Lei Guangchun
Président du GEST

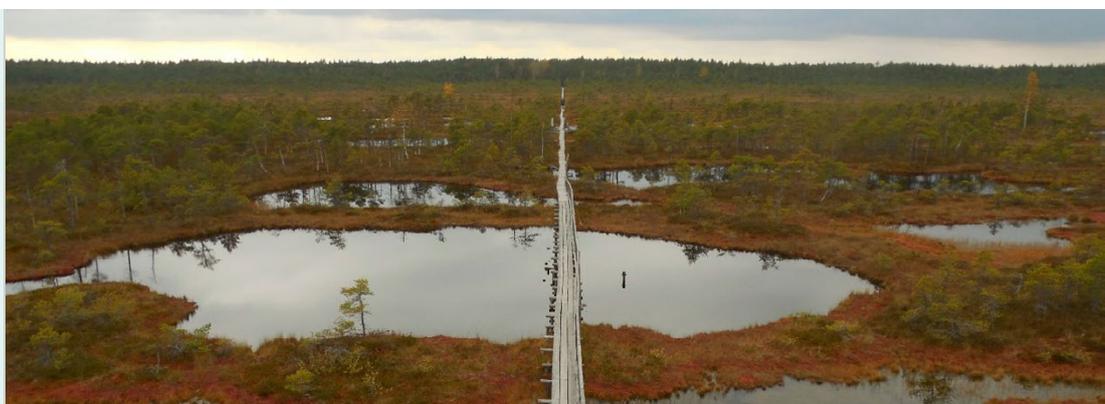
Résumé

La Convention sur les zones humides (la Convention) et d'autres cadres d'action aux niveaux national, régional et mondial promeuvent la restauration des tourbières dégradées. La réhumidification des tourbières visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre est une stratégie importante d'atténuation du changement climatique, et la réalisation des objectifs de l'Accord de Paris pourrait nécessiter de réhumidifier pratiquement toutes les tourbières drainées, soit plus de 50 millions d'hectares à l'échelle mondiale.

Le présent Rapport technique Ramsar fournit aux planificateurs, aux gestionnaires de sites et aux décideurs politiques régionaux, des orientations techniques complètes et des informations générales sur la réhumidification et la restauration des tourbières.

Principes généraux

- Pour un grand nombre de régions, de types de tourbières et de formes de dégradation, il n'existe aucune orientation spécifique en matière de restauration des écosystèmes. Il s'avère donc judicieux de tirer parti des enseignements des expériences menées ailleurs, non pas pour reproduire aveuglément les mesures prises, mais pour élaborer des solutions adaptées au contexte local.
- Bien que chaque tourbière soit unique, les tourbières ont de nombreuses caractéristiques en commun. En mettant trop l'accent sur le « caractère unique » des tourbières tropicales (ou autres), on risque de ne pas tenir compte des connaissances mondiales existantes et de manquer de bon sens.
- La restauration des tourbières dépend non seulement des capacités scientifiques et techniques, mais également des opportunités et des contraintes institutionnelles, réglementaires, économiques, politiques et sociales. Elle nécessite le soutien et l'acceptation du public, notamment des communautés et des parties prenantes locales. La définition des objectifs devrait donc toujours impliquer un processus itératif d'analyse des problèmes et de formulation des objectifs avec les personnes concernées.
- Il importe de reconnaître que :
 - la restauration des tourbières ne peut rétablir l'ensemble des valeurs perdues en raison de leur dégradation, ce qui renforce l'importance primordiale de leur conservation,
 - des mesures autres que la réhumidification complète entraîneront la poursuite des émissions de carbone et l'affaissement de la tourbe,
 - les tourbières drainées sont sujettes aux incendies et, par suite d'un affaissement, finiront par être victimes d'inondations incontrôlées ou d'une oxydation complète de la tourbe, laissant souvent des sols sulfatés acides ou infertiles,
 - une prise en compte insuffisante des conditions hydrologiques générales peut conduire à une planification et une gestion déficientes.



Objectifs de la restauration

- Les objectifs de la restauration peuvent être exprimés en termes de « services écosystémiques », définis comme étant les avantages que les individus et la société tirent des écosystèmes. Ils doivent être formulés le plus concrètement possible et par ordre de priorité afin de fournir des orientations en cas d'objectifs contradictoires.
- D'une manière générale, la réhumidification des tourbières drainées a un impact net très positif sur le climat, même si les émissions initiales de méthane sont élevées. Par ailleurs, il existe des techniques de gestion pour réduire considérablement ces émissions.
- La restauration visant à conserver la nature devrait avoir des impacts aussi minimes que possible, reposer essentiellement sur le développement spontané et, de ce fait, limiter l'accroissement de l'« artificialité ». Ainsi, la gestion devrait privilégier les réglementations fondées sur le droit de veto (prévention/interdiction/gestion externe) et les interventions ponctuelles. Cela permettrait également d'améliorer la rentabilité et de réduire les risques de perte d'investissement, car une gestion active perpétuelle accroît continuellement les coûts cumulés.
- La majeure partie de la dégradation des tourbières s'explique par leur drainage à des fins agricoles et forestières. La nécessité de réhumidifier 50 millions d'hectares de tourbières dégradées, tout en maintenant le ramassage de la biomasse, signifie que l'utilisation des tourbières drainées doit être largement remplacée par une utilisation des terres ne nécessitant pas de drainage (à savoir, la « paludiculture », l'agriculture et la foresterie sur tourbières humides).
- Les tourbières étant constituées de 90 à 95 % d'eau, les utilisations des terres qui font appel à des nappes de profondeurs différentes (p. ex. nappes de surface pour l'atténuation du changement climatique à l'opposé de nappes plus profondes pour le drainage agricole) ne peuvent être combinées de manière durable au sein de la même tourbière.

Restauration hydrique

- Les nappes phréatiques dont le niveau est trop bas et les fluctuations trop importantes en raison des changements anthropiques constituent le problème central auquel se heurte la restauration des tourbières. Toutefois, les tourbières peuvent différer notablement, de par leur fonctionnement hydrique interne et leur dépendance à l'égard des conditions hydriques externes, et donc de par les types de restauration nécessaires.
- Il n'est pas certain que la formation de la tourbe finisse par se rétablir spontanément dans les tourbières gravement dégradées. Dans la plupart des cas, le rétablissement des conditions optimales de conservation de la tourbe et la réinitialisation de son processus d'accumulation nécessiteront une intervention active visant à rehausser le niveau de la nappe jusqu'à la surface de la tourbière, et à favoriser le rétablissement ou la restauration de la végétation turfigène.
- Un blocage efficace (par l'installation de barrages) des ouvrages de drainage (fossés, canaux) implique une planification stratégique de l'emplacement et de l'espacement entre les barrages (afin d'accroître l'efficacité de la réhumidification), l'utilisation de matériaux locaux (afin de minimiser les coûts), l'inspection, le suivi et l'entretien réguliers, ainsi que la promotion du comblement spontané des fossés (afin qu'il ne soit plus nécessaire, à terme, d'entretenir les barrages). Il existe encore un potentiel considérable d'amélioration de l'efficacité et de réduction des coûts.
- Lorsqu'il n'est pas possible de garantir de façon pérenne un niveau élevé et stable des nappes par le blocage des fossés, la nappe doit être rehaussée *au-dessus* de la surface de la tourbière. Cela doit être fait en créant ou en favorisant des structures en surface (diguettes, buttes, arbres à racines-contreforts et à racines-échasses) qui freinent les ruissellements pendant la saison humide.
- Les sites présentant une drainance descendante concentrée (tels que les fossés profonds creusés dans le sous-sol minéral) peuvent être bouchés par la tourbe ou d'autres matériaux imperméables (argile, bentonite). Si la drainance descendante est diffuse, la stabilisation d'une nappe de tourbière à un niveau élevé nécessitera d'augmenter la charge hydraulique sous la tourbière, en rehaussant le niveau de la nappe en dehors de celle-ci.



Gestion de la végétation

- Le second grand défi de la restauration des tourbières consiste à rétablir la végétation turfigène. La présence d'une végétation adéquate permet non seulement à la tourbe de recommencer à s'accumuler, mais peut aussi être indispensable pour restaurer l'autorégulation hydrologique. En outre, la végétation peut abriter une biodiversité importante et assurer les moyens de subsistance des populations locales.
- Dans les tourbières hautes, l'acrotelme est le principal mécanisme de l'autorégulation hydrologique. Dans les tourbières hautes à sphaignes, la présence des « bonnes » espèces de sphaignes est essentielle, ce qui pourrait nécessiter un rétablissement intentionné de ces espèces. Sur les dômes de tourbe des zones tropicales, il conviendrait de rétablir un couvert forestier avec des essences qui développent des buttes et des structures racinaires retenant l'excédent d'eau pendant la saison humide. La régénération naturelle de ce type de structures prendra des décennies, mais la mise en place de monticules ou de crêtes peut améliorer les fonctions hydrologiques et accélérer l'installation d'essences adéquates.
- L'hydrologie et la végétation de la moitié de la superficie des tourbières dégradées de la planète ont subi des changements extrêmes en raison de la conversion à l'agriculture. Une grande partie des tourbières utilisées à des fins agricoles sont extrêmement riches en éléments nutritifs du fait de la minéralisation de la tourbe et de l'apport d'engrais. Pour réhumidifier et restaurer ces terres, trois options sont envisageables :
 - enlever la couche superficielle extrêmement riche en éléments nutritifs avant la réhumidification (« enlèvement de la couche superficielle ») ;
 - éliminer les éléments nutritifs par phytoextraction de long terme après réhumidification (cf. paludiculture) ; ou
 - accepter des tourbières basses extrêmement riches en éléments nutritifs et de faible biodiversité pendant des décennies ou plus.

L'enlèvement de la couche superficielle est très efficace pour réduire la disponibilité des éléments nutritifs et des pesticides, mais elle est coûteuse.

- Si les espèces souhaitées ne s'établissent pas spontanément, une réintroduction peut être envisagée, par exemple par semis direct, transfert de foin, transplantation de mottes de tourbe, plantation de jeunes plants, etc.

Suivi, évaluation et lacunes dans les connaissances

- Les résultats obtenus en matière de restauration doivent faire l'objet d'un suivi et d'une évaluation systématiques, et les enseignements tirés doivent être intégrés aux travaux ultérieurs et à la planification future.
- D'importantes lacunes existent encore dans le domaine de la restauration des tourbières, en ce qui concerne notamment :
 - le rôle « d'ingénieur écologique » et des espèces turfigènes dans la reprise de la turfigenèse ;
 - l'importance de l'autorégulation hydrologique et de la régénération spontanée ;
 - le retour des fonctions et des services écologiques ;
 - les effets du changement climatique sur les perspectives de restauration ; et
 - l'absence de concepts et de protocoles de suivi communs.
- Pour parvenir à réhumidifier et à restaurer des tourbières à l'échelle voulue, il est impératif de renforcer la sensibilisation à cette problématique et de développer fortement les capacités techniques et institutionnelles qui contribueront à les résoudre.

Messages clés

- L'accord de Paris implique de réhumidifier pratiquement toutes les tourbières drainées (50 millions d'hectares à l'échelle mondiale).
- Sans une réhumidification complète et une régénération de la végétation, l'affaissement de la tourbe et les émissions de carbone se poursuivront ; et la tourbe asséchée finira par subir une inondation incontrôlée ou une oxydation complète, laissant souvent des sols infertiles.
- La restauration des tourbières ne peut rétablir l'ensemble des valeurs perdues, ce qui signifie que leur conservation est prioritaire.
- La restauration des tourbières dépend des opportunités et des contraintes sociales. La définition des objectifs doit impliquer un processus itératif d'analyse des problèmes et de formulation des objectifs.
- Les objectifs de la restauration doivent être clairement indiqués et formulés par ordre de priorité dans le cas où ils seraient contradictoires.
- Les expériences en matière de restauration doivent faire l'objet d'un suivi et d'une évaluation, et les enseignements tirés doivent être intégrés aux travaux et à la planification ultérieurs.
- Dans le cadre de la restauration, les nappes phréatiques dont le niveau est trop bas et les fluctuations trop importantes sont le problème central à résoudre, mais le type d'interventions nécessaires diffère selon les tourbières.
- Un blocage efficace du drainage implique une planification stratégique de l'emplacement et de l'espacement des barrages, une inspection régulière, un entretien opportun et la promotion du comblement spontané des fossés.
- Lorsque le blocage des fossés n'est pas suffisant, les diguettes, les buttes, les arbres à racines-contreforts et à racines-échasses sont nécessaires pour freiner les ruissellements pendant la saison humide.
- Le second grand défi de la restauration est le rétablissement de la végétation turfigène. La réintroduction de cette végétation peut être nécessaire.
- Dans les tourbières hautes, l'un des objectifs majeurs consiste à restaurer l'acrotelme, un mécanisme d'autorégulation hydrologique basé sur la végétation. Les tourbières hautes à sphaigne nécessitent le rétablissement des bonnes espèces de sphaigne, les dômes de tourbe des zones tropicales, des arbres contribuant à la formation de buttes et possédant des racines-contreforts et des racines-échasses.
- Les tourbières soumises à une agriculture intensive sont souvent riches en éléments nutritifs. La restauration est synonyme d'enlèvement de la couche superficielle, de phytoextraction des éléments nutritifs (paludiculture), ou d'acceptation de tourbières basses persistantes, extrêmement productives et présentant une faible biodiversité sur le long terme.
- Les tourbières ont de nombreuses caractéristiques en commun ; un site peut donc bénéficier des expériences d'autres sites.



1. Introduction

Les tourbières sont des écosystèmes dans lesquels, dans des conditions de saturation hydrique permanente et de faible oxygénation des sols, les végétaux morts ne se décomposent pas totalement. La matière végétale partiellement décomposée s'accumule en formant des couches de « tourbe » qui dans le temps peuvent atteindre plusieurs mètres d'épaisseur.

Caractéristiques des tourbières

Les caractéristiques typiques des tourbières sont les suivantes ^{1 86} :

- Matière organique des sols et teneur en carbone élevés, saturation en eau permanente, élévation lente mais continue de la nappe phréatique et de la surface de la tourbière, relative pauvreté des éléments nutritifs et acidité, mésoclimat plus frais et plus humide par rapport au milieu environnant, et présence de substances organiques nocives, d'éléments réduits toxiques et d'eaux noires. L'ensemble de ces facteurs constitue les habitats du biote typique des tourbières.
- Capacité unique de piégeage et de stockage du carbone à long terme ; de rétention de l'eau, de son épuration et de sa maîtrise ; ainsi que d'accumulation et de préservation d'informations paléo environnementales et d'objets archéologiques dans la masse de tourbe qui s'accumule.
- Interaction complexe entre les plantes, la tourbe et l'eau, qui permet le développement à long terme de l'autorégulation et de l'auto-organisation, faisant des tourbières des écosystèmes durables, qui présentent souvent un modelé fascinant et une biodiversité des écosystèmes unique.

Plus de 80 % des tourbières de la planète, situées principalement dans les régions inhospitalières du Canada, de l'Alaska et de la Sibérie, se trouvent dans un état largement naturel. Toutefois, une superficie très importante (~65 millions ha^{86, 116}), principalement dans les zones tempérées et (sub)tropicales, a été transformée et drainée pour être utilisée à des fins agricoles, d'élevage et forestières, ou pour l'extraction de tourbe et l'installation d'infrastructures. Ces tourbières dégradées sont à l'origine de problèmes environnementaux et socioéconomiques majeurs, notamment la dégradation des sols, les inondations et les incendies, et génèrent des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale. D'autres services écosystémiques et valeurs de la biodiversité des tourbières se détériorent également en raison du drainage et de la dégradation¹³. Une vue d'ensemble de ces services et valeurs est présentée à l'annexe I.

La question du climat en particulier illustre l'ampleur du défi : le respect de l'Accord de Paris de 2015 et l'atteinte de la neutralité carbone et climatique d'ici 2050^{82, ch 2} impliquent qu'au cours des prochaines décennies, la quasi-totalité des tourbières actuellement drainées (soit quelque 50 millions d'hectares, la moitié de cette superficie étant utilisée à des fins agricoles) doivent être réhumidifiées et restaurées, soit près de **deux millions d'hectares par an**.

1 Les références bibliographiques sont disponibles dans la section des références ci-dessous dans le texte référencé avec des numéros en italiques et gras en exposant.

Le climat et les atteintes à la santé liées aux tourbières dégradées

Alors que les tourbières naturelles refroidissent le climat depuis plus de 10 000 ans⁴⁶, les tourbières drainées et dégradées sont des sources non négligeables d'émissions de gaz à effet de serre (GES) et contribuent au réchauffement climatique. Ces GES résultent principalement de l'oxydation microbienne de la matière organique lorsque l'air entre en contact avec la tourbe qui était auparavant saturée d'eau⁹⁶. Les conditions plus sèches causées par le drainage augmentent également le risque d'incendie^{69, 102, 170}. Outre les émissions massives de gaz à effet de serre, les feux de tourbe qui couvent provoquent une brume généralisée qui a des effets néfastes sur la santé humaine^{54, 123}.

Les émissions résultant du drainage des tourbières, de leur dégradation et des incendies dont elles sont victimes sont actuellement responsables de quelque 2 Gt CO₂ eq, soit environ 4 % des émissions mondiales de GES d'origine anthropique^{45, 63, 96, 116, 161, 184}. Les émissions continues des tourbières drainées jusqu'en 2100 pourraient consommer 12 à 41 % du budget des émissions de GES restant destiné à maintenir le réchauffement planétaire en dessous de +1,5 à +2 °C¹¹⁶. Une autre projection indique que le secteur mondial des terres sera une source nette de carbone d'ici 2100, à moins que toutes les tourbières actuellement intactes le restent et qu'au moins 60 % des tourbières actuellement dégradées soient réhumidifiées au cours des prochaines décennies⁷⁹. Cela signifie qu'en réhumidifiant « uniquement » 60 % des tourbières dégradées (30 millions d'hectares), la capacité totale de puits de carbone du secteur des terres actuel (c'est-à-dire, la biomasse forestière et les sols minéraux) serait nécessaire pour compenser les pertes de carbone des tourbières dégradées restantes (les 40 % restants) et ne contribuerait pas aux « puits de carbone nets » nécessaires pour atteindre les objectifs de Paris.

La sensibilisation à ces problèmes a inscrit la restauration des zones humides², et des tourbières en particulier³, au programme de la Convention sur les zones humides, le plus ancien de tous les accords modernes mondiaux et intergouvernementaux sur l'environnement⁴. D'autres cadres d'action mettent également l'accent sur la restauration des tourbières, de manière explicite ou implicite. On peut citer, entre autres, les Objectifs de développement durable de l'ONU⁵, la résolution sur les tourbières de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement de 2019⁶, l'Accord de Paris et ses contributions déterminées au niveau national (CDN, CCNUCC)⁷, les objectifs d'Aichi et le Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 (CDB)⁸, la neutralité en matière de dégradation des terres (CNUCLD)⁹, le Défi de Bonn¹⁰ et la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes¹¹, ainsi que de nombreuses initiatives régionales, nationales et locales.

Ce Rapport technique Ramsar comprend des normes générales pour la restauration écologique⁴⁷, mais aborde également des situations dans lesquelles l'écosystème antérieur ne peut pas être entièrement restauré ou dans lesquelles on souhaite restaurer seulement certains des services écosystémiques auparavant fournis par l'écosystème. Il s'inspire des lignes directrices (régionales) existantes en matière de restauration des tourbières (voir chapitre 6) et les complète, et vise à fournir une synthèse globale intégrée.

Toutes les questions ne pourront être abordées en détail en raison de la grande variété des tourbières, les nombreux types et causes de dégradation, et la diversité des objectifs de

- 2 https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_vii.17f.pdf, https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/res/key_res_viii_16_f.pdf, <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop11-res09-f.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-fr.pdf>, <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-19fr.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.
- 4 Les tourbières sont une question transversale dans la Convention et couvrent 20 types du Système de classification Ramsar des types de zones humides (https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_res_vii.11f.pdf).
- 5 <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>.
- 6 <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/30675>.
- 7 <https://unfccc.int/fr/processus-et-reunions/l-accord-de-paris/l-accord-de-paris/contributions-determinees-au-niveau-national-ndcs>.
- 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.bonnchallenge.org/content/challenge>.
- 11 <https://www.decadeonrestoration.org/fr>, Résolution adoptée par l'Assemblée générale des Nations Unies 73/284, 1er mars 2019.

restauration. Par conséquent, le présent rapport est axé sur les principes de la restauration des tourbières et sur la compréhension des interrelations et des problèmes y étant liés. Grâce à cette compréhension, les planificateurs, les praticiens et les décideurs peuvent – en connaissant les conditions locales et les informations contenues dans ces lignes directrices, les références qu’elles contiennent et la Note d’information Ramsar n° 11 associée sur la restauration pratique des tourbières⁸⁸ – trouver et mettre au point des solutions appropriées. Le présent Rapport technique Ramsar présente donc :

- les principes essentiels s’appliquant aux efforts déployés dans le monde en matière de restauration des tourbières ;
- des informations sur la restauration pour les types de tourbières et les aspects non encore couverts par la Convention¹² et les autres orientations disponibles ; et
- des références à des orientations et des expériences pratiques.

Principaux termes et définitions utilisés dans ce rapport¹³

Acrotelme : couche supérieure d’une tourbière haute active, constituée de la végétation et de la tourbe supérieure, qui, grâce à son gradient vertical distinct de conductivité hydraulique et à sa grande capacité de stockage de l’eau, stabilise le niveau de l’eau.

Anoxique : sans oxygène.

Tourbière ombrotrophe (bog en anglais) : tourbière dont les couches supérieures sont issues d’une végétation qui n’était alimentée en eau et en éléments nutritifs que par les précipitations. Une tourbière haute (raised bog en anglais) est une tourbière ombrotrophe dont la surface et le niveau d’eau sont nettement supérieurs par rapport au sol minéral ou tourbière minérotrophe environnante.

Conservation : toute intervention intentionnée visant à protéger l’environnement et les ressources naturelles (notamment la biodiversité).

Zone humide artificielle : zone humide créée par l’homme utilisée pour traiter purifier les eaux usées urbaines ou industrielles, les eaux grises ou les écoulements des eaux pluviales.

Dégradé : abaissé/modifié en qualité ou en caractère par rapport à l’état d’origine.

Ingénieurs écologiques : espèces qui modifient leur environnement dans la mesure où ils déterminent le fonctionnement stratégique de l’écosystème.

Services écosystémiques : avantages que les individus tirent des écosystèmes.

Tourbière minérotrophe (fen en anglais) : tourbière dont les couches supérieures sont issues d’une végétation qui a également été alimentée en eau ayant été en contact avec le sol minéral ou le substrat rocheux.

GES : gaz à effet de serre

Tourbière active (mire en anglais) : tourbière dans laquelle se forme de la tourbe.

Tourbière active horizontale : tourbière active dans laquelle la nappe phréatique forme un plan horizontal.

Tourbière active inclinée : tourbière active dans laquelle la nappe phréatique forme un plan incliné, ce qui entraîne un mouvement d’eau principalement horizontal (écoulement de l’eau).

Matière organique : matière à base de carbone et d’hydrogène d’origine végétale, animale, fongique et microbienne.

Sol organique : sol composé d’une couche importante de matière organique à la surface ou près de la surface.

Paludiculture : Un système agricole et forestier qui vise la production de produits à base de plantes ou d’animaux sur des tourbières (humides) tout en préservant le stock de carbone de la tourbe et en minimisant les émissions de gaz à effet de serre provenant du sol tourbeux.

Tourbe : substance constituée en grande partie de matière organique morte, avec des restes végétaux macroscopiques, qui après sa création n’a pas été déplacée par l’eau, la glace ou le vent (cf. sédiment).

Tourbière : superficie présentant une couche de tourbe s’étant accumulée en surface de manière spontanée.

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

13 Ces définitions sont uniquement destinées au présent document et ont été formulées de manière aussi brève et simple que possible. Des analyses approfondies des termes relatifs aux tourbières sont disponibles dans⁸⁹, 99.

Rétablissement : le passage d'un écosystème dégradé à un état ou à une condition antérieure, meilleure. Lorsque cet état ou cette condition est atteinte, l'écosystème est (spontanément) « régénéré », (activement) « restauré » ou (en général) « rétabli ».

Régénération : le rétablissement spontané d'un écosystème dégradé.

Réhabilitation : toute intervention intentionnée qui conduira un écosystème dégradé à un état plus bénéfique (par exemple, en matière de fourniture de services écosystémiques), mais différent de celui antérieur à la dégradation.

Restauration : toute intervention intentionnée qui contribue au rétablissement d'un écosystème dégradé. Lorsque cet objectif est atteint, l'écosystème est « restauré ».

Réhumidification : toute intervention volontaire visant à ramener la nappe d'une tourbière drainée (c'est-à-dire, sa position par rapport à la surface) à l'état d'origine de la tourbière turfigène. Lorsque cet objectif est atteint, la tourbière est « réhumidifiée ».

Tourbière de transition : tourbière minérotrophe alimentée par des eaux souterraines acides et pauvres en éléments nutritifs, et qui fonctionnent comme une tourbière minérotrophe, mais dont la végétation et l'hydrochimie sont similaires à celle d'une tourbière ombrotrophe.



2. Identification du problème



Tout projet de restauration d'un écosystème débute par la prise de conscience que quelque chose ne va pas. Parfois, le problème est évident : le déclin ou la disparition d'espèces, la modification d'un paysage ou encore la perte d'une fonction bénéfique. Dans d'autres cas, le problème est moins évident. Par exemple, la plupart des personnes ne voient pas une prairie verte comme une tourbière fortement dégradée. Elles l'associent avec des revenus ruraux, du lait, du fromage et un paysage familier, et ne voient pas les pressions exercées sur le climat par l'utilisation des tourbières drainées. Ce manque de connaissances courant est compréhensible, la tourbe étant sous la surface du sol et invisible. En outre, la prise de conscience politique de la relation entre les tourbières (et le climat est plutôt récente¹⁴ et l'urgence de résoudre ce problème n'est apparue qu'avec l'Accord de Paris (2015).

Une fois que vous avez formulé ce que vous avez perdu et ce que vous aimeriez retrouver, les tâches suivantes sont :

- analyser s'il est possible de retrouver ces choses ;
- préciser si une intervention active est nécessaire (certains problèmes se résolvent spontanément...) ;
- (sur la base de ces connaissances) sélectionner et formuler clairement les objectifs de l'action de restauration.

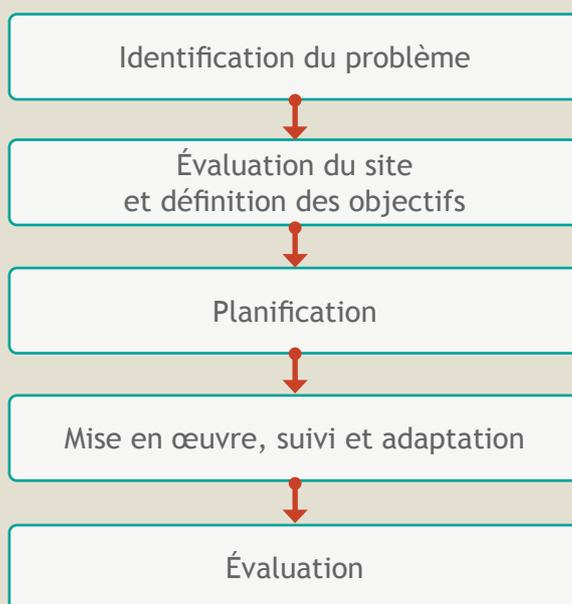


Figure 1. Identification du problème (source : Hans Joosten).

Tout projet débute par la prise de conscience qu'il existe un problème. Ce problème doit être appréhendé en examinant l'état du site (quels services rendus par la biodiversité et les écosystèmes ont été perdus ?). La possibilité de récupérer tout ce qui a été perdu dépend du type de pertes et de l'état du site (quels services peuvent être restaurés ?). Sur la base de ces connaissances, les objectifs peuvent ensuite être fixés dans un contexte cohérent et logique. Après avoir établi une planification détaillée des actions nécessaires, les mesures sont mises en œuvre, leurs résultats font l'objet d'un suivi et les mesures de gestion sont, si nécessaire, adaptées. Au terme du projet, une évaluation doit être réalisée pour évaluer les succès obtenus, prévoir les évolutions futures et planifier les suites à donner.

14 Les premières prises de conscience se sont produites avec la Convention sur les zones humides de 2002 : <https://www.ramsar.org/document/resolution-viii3-climate-change-and-wetlands-impacts-adaptation-and-mitigation> ; la Convention sur la diversité biologique de 2004 : <https://www.cbd.int/decisions/cop/7/15/1> ; la Convention sur les changements climatiques de 2008 : http://unfccc.int/files/kyoto_protocol/application/pdf/iceland.pdf.

3. Évaluation du site

Pour fixer des objectifs clairs, vous devez savoir ce qu'il est possible de faire et ce que vous voulez faire. Ce chapitre aborde : i) les principaux types fonctionnels de tourbières, ii) les relations écologiques au sein d'une tourbière, et entre une tourbière et son milieu environnant et iii) les différentes intensités de dégradation. Ces aspects peuvent restreindre les perspectives de restauration, c'est-à-dire ce qui peut être réalisé en définitive et de manière réaliste.

3.1. Types de tourbières

Tout comme les chevaux, les voitures et les avions sont des moyens de transport, mais qui diffèrent, en cas de dysfonctionnement, dans la manière dont ils doivent être soignés ou réparés, les tourbières présentent d'énormes différences. Ne pas déterminer le fonctionnement d'origine de la tourbière étudiée peut non seulement entraver sa restauration, mais risquerait aussi de voir les tentatives de restauration perturber les valeurs de conservation existantes (figure 2).

La diversité des tourbières et de leurs utilisations a donné lieu à des dizaines de typologies des tourbières⁹⁸. Leurs classements sont souvent liés à la manière dont la tourbière peut être utilisée, à son aspect ou à son emplacement. Ces typologies, bien qu'elles soient couramment appliquées, donnent peu d'informations sur le fonctionnement actuel ou antérieur de la tourbière, et sont donc moins utiles du point de vue de la restauration.

Les tourbières ombrotrophes et minérotrophes

La distinction classique effectuée entre **tourbières ombrotrophes** (tourbières alimentées en eau et en éléments nutritifs uniquement par les précipitations atmosphériques) et **tourbières minérotrophes** (tourbières également alimentées en eau ayant été en contact avec le sol minéral ou le substrat rocheux) constitue une classification pertinente pour la restauration. En raison de leur alimentation en eau, les tourbières ombrotrophes sont fortement acides et pauvres en éléments nutritifs, tandis que les tourbières minérotrophes sont plus riches en éléments nutritifs et peuvent varier de faiblement acides à alcalines. Certaines tourbières minérotrophes sont alimentées par des eaux souterraines acides et pauvres en éléments nutritifs. En raison de leur situation dans le paysage et de leur approvisionnement en eau, ces **tourbières de transition** fonctionnent comme une tourbière minérotrophe, mais leur végétation et leur hydrochimie sont similaires à celles d'une tourbière ombrotrophe.



Figure 2.

Les projets de restauration dans la zone humide de Sandaohaizi (Xinjiang UAR, Chine) ont été interrompus après qu'il a été reconnu que le site n'était pas une tourbière sévèrement dégradée avec des « bosses de sorcières » (hag tops, en anglais) sur des lambeaux d'érosion, comme on l'avait supposé, mais en fait le seul complexe de tourbières gelées à paises et lithales connu en Chine, avec un cycle naturel d'accumulation et de dégradation. Le nivellement et la submersion du site qui étaient initialement prévus auraient détruit ce phénomène unique. © Marc Foggin.

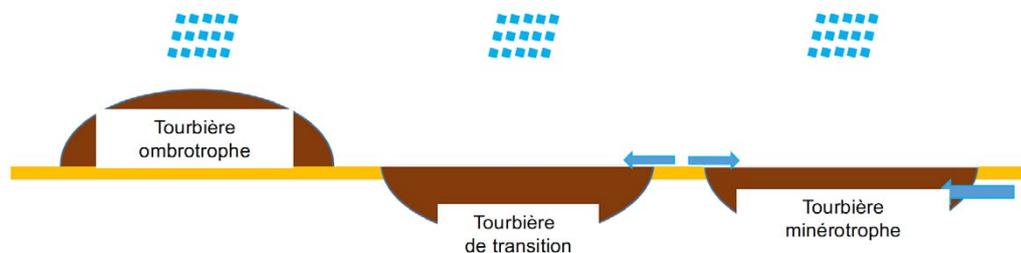


Figure 3.
Tourbières ombrotrophes, minérotrophes et de transition (source : Hans Joosten).

De nombreux problèmes rencontrés lors de la restauration des tourbières sont liés à l'hydrologie, ce qui signifie que la compréhension du fonctionnement hydrologique d'une tourbière active¹⁵ est particulièrement importante¹⁵⁵. La **typologie des tourbières actives hydrogénétiques** (voir annexe II pour davantage de détails et de diagrammes) traite spécifiquement de ce fonctionnement et distingue essentiellement les « tourbières actives horizontales » des « tourbières actives inclinées ».

Dans les **tourbières actives horizontales**, la nappe de la tourbière forme un plan horizontal et la formation de la tourbe se fait par le remplissage d'un espace anoxique (sans oxygène) préexistant sous l'eau par des végétaux morts. Le déplacement de l'eau est essentiellement vertical (fluctuations de la nappe) et la nappe suit généralement celle du bassin versant environnant.

Dans les **tourbières actives inclinées**, la nappe de la tourbière forme un plan incliné (souvent très peu incliné), ce qui entraîne un déplacement de l'eau principalement horizontal. Cet écoulement latéral de l'eau est entravé par la croissance de la végétation et de la tourbe, ce qui provoque une élévation lente mais continue de la nappe dans la tourbière, créant de nouveaux espaces anoxiques qui permettront une nouvelle accumulation de tourbe. En faisant obstacle à l'écoulement souterrain, la tourbe qui s'accumule fait également monter le niveau de la nappe dans le bassin versant, ce qui permet d'augmenter l'alimentation de la tourbière en eau souterraine.

Les tourbières horizontales sont largement répandues sur la planète et peuvent apparaître partout où un excédent d'eau à long terme crée un espace anoxique « permanent ». Mais dès que cet espace est comblé par la tourbe, ces tourbières cessent d'accumuler de la tourbe, à moins qu'un nouvel espace anoxique ne soit créé par une augmentation du niveau de l'eau d'origine externe ou qu'elles ne se transforment en tourbières inclinées.

La typologie des tourbières actives hydrogénétiques décrit le fonctionnement des tourbières naturelles (ou actives) en fonction de l'influence de l'alimentation en eau et des fluctuations de la nappe sur l'accumulation de la tourbe. Les tourbières dégradées ont perdu les caractéristiques pertinentes de ce milieu dans une plus ou moins grande mesure (comme leur végétation d'origine, leur alimentation en eau et les propriétés hydrauliques de la tourbe). Le fonctionnement d'origine de la tourbière dégradée peut ne pas être clair immédiatement. Ces informations peuvent être tirées de données historiques (descriptions, histoire orale, collections taxonomiques, cartes, photos), d'une comparaison avec des tourbières vierges situées dans des régions similaires sur le plan climatique, géologique et biogéographique (« zones de référence ») et d'informations paléoécologiques (« archives ») contenues dans les microfossiles et les macrofossiles de la tourbe restante sur le site.

Les tourbières inclinées sont plus exigeantes en ce qui concerne la régularité de l'approvisionnement en eau, mais elles persistent intrinsèquement plus longtemps, car elles élèvent leur propre niveau d'eau²⁵. En raison des fortes interrelations entre l'eau, la végétation et la tourbe, et de la durée plus longue du processus, les tourbières inclinées peuvent développer des mécanismes d'autorégulation (se manifestant souvent par des modelés perpendiculaires à la pente) qui les stabilisent et les aident à se maintenir, même dans des conditions où elles n'auraient plus s'établir. Cela les rend également plus

¹⁵ Il convient de différencier les « sols où la tourbe s'accumule » (tourbière active) des « sols où la tourbe est présente » (tourbière). Cette dernière catégorie est beaucoup plus large que la première et comprend, outre les « tourbières actives », des zones allant de celles où la végétation n'accumule plus de tourbe à celles qui ont perdu toutes les caractéristiques des tourbières naturelles, à l'exception de la présence de tourbe (par exemple, les sites d'extraction de tourbe nue, les champs cultivés de maïs ou de canne à sucre et les plantations de palmiers à huile et de bois à pâte). La restauration porte sur les « tourbières inactives ».

vulnérables lorsque ces mécanismes ne fonctionnent plus. Les différents types de tourbières actives hydrogénétiqes (voir les sous-types à l'annexe II) font donc face à des défis différents en matière de restauration (tableau 1).

3.2. Interconnexions

En Indonésie, la réglementation nationale en matière de protection et de gestion des écosystèmes de tourbières (PP71/2014 modifié par le PP57/2016) exige que les tourbières soient gérées comme des unités hydrologiques de tourbières, c'est-à-dire comme des masses de tourbe cohérentes entre les eaux réceptrices limitrophes (rivières, mer).

L'eau n'est pas seulement essentielle à la création de conditions anoxiques nécessaires à la formation et à la conservation de la tourbe : la majeure partie de ce que nous appelons « tourbière » est en réalité de l'eau. Le fait qu'il soit possible de marcher sur une tourbière occulte le fait que 90 à 95 % de la masse de tourbe soit constituée d'eau. De la même manière que l'on ne peut pas extraire la moitié de l'eau d'un lac sans modifier l'ensemble du lac, on ne peut pas s'attendre à ce qu'une partie d'une tourbière considérablement modifiée n'ait aucune répercussion sur le reste de la tourbière. Chaque composante d'une tourbière doit être considérée comme faisant partie d'un ensemble.

Principaux groupes	Principaux types de tourbières actives hydrogénétiqes	Défis classiques de la restauration hydrologique
Tourbière active dont la nappe est horizontale et sans écoulement latéral de l'eau ou dont l'eau se déplace alternativement dans les deux sens le long de sa pente. ➔ Tourbière active horizontale	La tourbière active se développe dans ou sur une masse d'eau libre. ➔ tourbière active de comblement	Recréer des habitats d'eau libre pour les stades initiaux de formation de la tourbe lorsque celle-ci a rempli l'ensemble du bassin.
	La tourbière active se développe en raison de l'élévation de la nappe. ➔ tourbière active par élévation de la nappe	Faire remonter le niveau de la nappe au-dessus de la surface de la tourbe, pour recréer de nouveaux espaces anoxiques (et continuer à maintenir une nappe phréatique élevée).
	La tourbière active se développe grâce aux crues régulières des rivières (saisonnnières), des lacs (vent) ou des mers (marées lunaires). ➔ tourbière active par inondation	Rétablir un phénomène de crues régulières à des niveaux toujours plus élevés.
Tourbière active dont la surface de la nappe phréatique est inclinée et dont l'eau s'écoule dans une seule direction le long de sa ou ses pente(s). ➔ tourbière active inclinée	La tourbe est poreuse à son niveau le plus haut et à son niveau le plus profond, l'eau circulant à travers une grande partie de la masse de tourbe. ➔ tourbière active de percolation	Enlever les couches de tourbe dégradées (peu perméables) ou remettre en place une alimentation en eau extrêmement régulière et abondante sur la tourbe dégradée pour faciliter la formation d'une nouvelle tourbe très perméable sur le long terme.
	La partie supérieure de la tourbe est compacte, l'eau s'écoulant principalement sur la masse de tourbe. Peut avoir des pentes assez fortes. ➔ tourbière active à écoulement de surface	Arrêter l'érosion de la tourbe en rétablissant un couvert végétal protecteur et en dispersant l'écoulement de l'eau.
	Tourbe/végétation supérieure avec un gradient vertical de porosité évident et efficace. L'eau s'écoule principalement entre les structures superficielles en forme triangulaire explicite de la tourbière ou à travers la partie supérieure de la masse cohérente de la végétation et de la tourbe. ➔ tourbière active d'acrotelme	Favoriser le développement d'une nouvelle structure en forme triangulaire, c'est-à-dire une couche/zone superficielle présentant un gradient vertical important de conductivité hydraulique combiné à une grande capacité de stockage de l'eau, tous deux dans la plage d'amplitude moyenne à long terme des fluctuations de la nappe.

Tableau 1 :
Les principaux groupes de types de tourbières actives hydrogénétiqes (source : Hans Joosten). Pour une description détaillée et des subdivisions de chaque type, voir l'annexe II.

Une tourbière doit non seulement être prise en compte dans sa totalité, mais aussi dans son contexte plus large. La plupart des tourbières ont besoin d'une alimentation et du support en eau externe, au moins pour se former. Au cours de leur évolution, les tourbières peuvent développer des mécanismes d'autorégulation et devenir moins dépendantes de ces facteurs externes^{23, 202}, mais dans la plupart des cas, une dépendance persiste.

Les tourbières peuvent donc également se dégrader en raison de changements dans l'utilisation des terres et la gestion de l'eau en dehors de la tourbière elle-même, si ces changements modifient l'alimentation en eau ou son évacuation de la tourbière. Lors de la planification de la restauration, il est donc essentiel de garder à l'esprit que les facteurs à l'origine des problèmes dans la tourbière peuvent se trouver à l'extérieur... (voir section 6.3.4 ci-après).

La cohésion et la connectivité ne sont pas seulement importantes pour ce qui concerne l'eau. Les tourbières peuvent également se dégrader en raison d'autres problèmes provenant de l'extérieur, notamment la pollution, l'enrichissement en éléments nutritifs (ruissellement des engrais agricoles), l'acidification par dépôt atmosphérique (par exemple, d'ammonium, NH_4 , et d'oxydes d'azote et de soufre, NO_x , SO_x), l'absence d'échanges génétiques, la perte de fourrage, de zones de migration et d'hibernation, ainsi que la pollution sonore, lumineuse et visuelle. La plupart de ces problèmes ne peuvent être atténués dans la tourbière elle-même, mais doivent être résolus par des interventions dans l'environnement plus large.

La relation entre une tourbière et son environnement n'est pas seulement importante pour le **niveau de l'eau**, mais aussi pour sa **qualité**. L'eau pluviale est généralement pauvre en minéraux et légèrement acide. Ses propriétés chimiques et physiques changent lorsqu'elle entre en contact avec le sol minéral / le substrat rocheux. Des changements peuvent se produire dans la concentration et le type de minéraux et de gaz dissous, dans l'acidité et dans la température. L'ampleur des modifications de la qualité de l'eau dépend des propriétés du bassin versant (déterminées par le climat, le substrat rocheux, le sol, la végétation et l'utilisation des terres) et du temps de séjour de l'eau dans le bassin versant (déterminé par son étendue, sa perméabilité et son relief). Par conséquent, les tourbières peuvent recevoir de l'eau de composition chimique très différente, et dans les différentes parties de la même tourbière, on peut trouver de l'eau d'origine et de qualité distinctes^{113, 164, 204}. Inversement, différents contextes hydrogéologiques peuvent créer des conditions de qualité de l'eau similaires⁶⁰.

Les conditions locales de la tourbière active dépendant de la qualité des eaux souterraines et de surface entrantes, il est nécessaire de réaliser une évaluation approfondie des relations hydrologiques de la tourbière avec son environnement avant de déterminer les activités de conservation et de restauration de la tourbière à mener¹⁸.

Interconnexions et acidification

Dans les tourbières minérotrophes, l'alimentation en eau souterraine riche en bicarbonate et en minéraux peut créer des conditions subneutres (pH 4,8 - 6,4) et calcaires (pH 6,4 - 8). Le drainage des tourbières entraîne toujours la production de H^+ (ions d'hydrogène) en raison de l'oxydation aérobie¹¹³. L'acidification dépend de la capacité de neutralisation des acides de la tourbe et de l'eau entrante. Un changement de la qualité de l'eau, également indépendant du niveau d'eau, peut avoir des conséquences non négligeables sur la diversité des espèces. En particulier, les espèces des tourbières calcaires à subneutres, pauvres en éléments nutritifs et modérément riches en éléments nutritifs sont devenues rares au niveau mondial, car elles sont menacées à la fois par l'acidification et l'enrichissement en éléments nutritifs^{105, 110, 113}.

Les tourbières individuelles peuvent, ainsi, différer fortement s'agissant de :

- leur fonctionnement hydrologique interne ; et
- leur dépendance envers les conditions hydriques en dehors de la tourbière.

Une tourbière dégradée dont l'environnement hydrologique est encore intact a de bonnes chances de se rétablir si les dommages internes peuvent être éliminés. À l'inverse, une tourbière dont l'environnement hydrologique a été fortement affecté, même si elle semble encore en bon état « de l'intérieur », se dégradera davantage si l'hydrologie environnante n'est pas restaurée en parallèle.

Les tourbières tropicales sont-elles différentes ?

On dit souvent que les tourbières tropicales diffèrent tellement de celles des zones tempérées et boréales que les expériences du « Nord » ne sont pas pertinentes pour le « Sud ».

Il existe en effet de nombreuses différences entre les tourbières ombrotrophes à sphaignes du Nord et les forêts marécageuses sur tourbière bombée de l'Asie du Sud-Est. Toutefois, ces types de tourbières ne sont que deux exemples de la grande variété de tourbières existantes, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des tropiques.

Les tourbières à sphaignes peuvent avoir cinq fonctionnements hydrogénétiques différents (cf. tableau 1)¹⁸⁵. En outre, elles peuvent être alimentées uniquement par l'eau de pluie, ou, à condition que la qualité soit bonne, par l'eau du sol proche de la surface (écoulement hypodermique), ou même par les eaux souterraines profondes. De même, les tourbières tropicales peuvent fonctionner de différentes manières. Les dômes de tourbe boisés de l'Asie du Sud-Est mentionnés plus haut, par exemple, cadrent davantage, d'un point de vue hydrofonctionnel, avec les tourbières hautes tempérées non boisées à sphaignes alimentées par les eaux de pluie (toutes deux sont des tourbières actives d'acrotelme, voir section 3.1) qu'avec les forêts marécageuses tempérées à aulne (qui sont des tourbières actives « à écoulement de surface » alimentées par les eaux souterraines), bien que ces forêts marécageuses tropicales sur tourbière et les marécages tempérés à aulne partagent une végétation et un microrelief de surface de la tourbe similaires¹⁵². Du point de vue de la restauration, il est plus pertinent d'examiner les similitudes et les différences fonctionnelles plutôt que d'établir un classement en fonction de simples critères géographiques, taxonomiques ou physiologiques. Si chaque tourbière est unique et doit être étudiée individuellement, le fait de trop insister sur le caractère unique des tourbières tropicales risque d'isoler des connaissances mondiales et de bon sens.

Les différences entre les tourbières non tropicales et les tourbières tropicales de basse altitude pertinentes pour la restauration sont liées aux conditions plus chaudes en permanence dans ces dernières, ce qui stimule tous les processus physiques, chimiques et biologiques. En milieu tropical, la végétation formant de la tourbe doit être structurellement plus robuste (par exemple, constituée de roseaux hauts, comme le papyrus, et d'arbres) et plus récalcitrante sur le plan biochimique (produisant plus de lignine avec une teneur plus faible en hydrates de carbone et plus grande des composés aromatiques)^{43, 75}. Le climat tropical chaud et humide entraîne également une détérioration plus rapide des barrages et des déversoirs. Une différence sociale importante est que, par rapport à la plupart des tourbières situées dans le Nord, les paysages tourbeux tropicaux peuvent faire vivre un plus grand nombre de personnes ; ainsi, la restauration des tourbières tropicales revêt souvent une dimension sociale plus forte, en faisant appel au soutien essentiel des communautés et en développant des alternatives en matière de moyens de subsistance durables^{83, 156}.

3.3. Intensité de dégradation

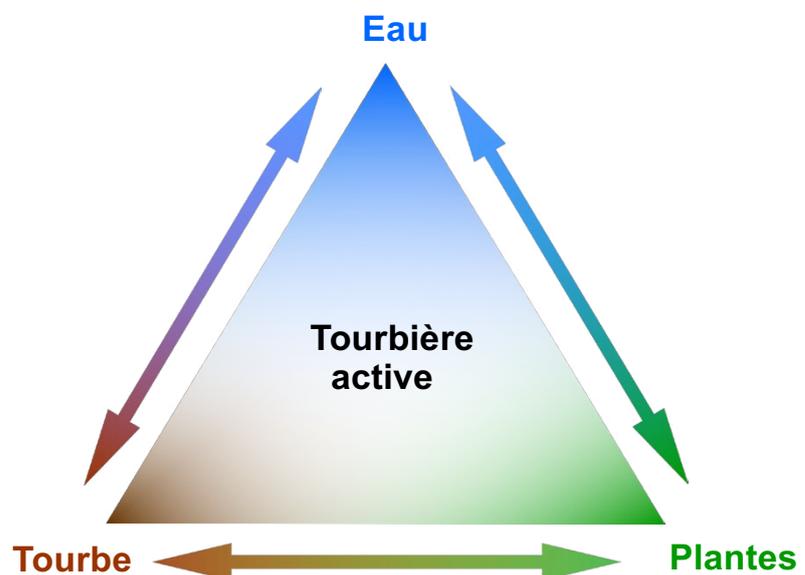


Figure 4 : Interrelations entre la végétation, l'eau et la tourbe dans une tourbière active (source : Hans Joosten).

Dans une tourbière active, il existe des relations fonctionnelles entre la végétation, la tourbe et l'eau (figure 4). Si l'un de ces composants varie, les autres finiront aussi par varier, ce qui entraînera des modifications dans la formation de la tourbe, la biodiversité, les flux de GES et autres services écosystémiques. Toutefois, les composantes ne réagissent pas au même rythme. En général, les organismes sont plus facilement affectés que l'hydrologie, et les conditions hydrologiques subissent des modifications plus facilement que la tourbe. Dans une tourbière asséchée, les organismes des zones humides peuvent mourir rapidement, mais il faut beaucoup plus de temps avant que la tourbe ne change de manière irréversible, voire ne disparaisse complètement. L'« inertie » (lenteur de réaction) des différentes composantes permet de distinguer des **intensités de dégradation** variables sur le plan fonctionnel (figure 4).

Dégradation minimale et mineure

Les tourbières les moins affectées et qui peuvent être le plus facilement restaurées (intensité de dégradation minimale et mineure) sont les sites et les massifs¹⁶ où les populations d'une seule espèce de tourbière ont été fortement réduites ou éradiquées (par exemple, par la cueillette excessive, le braconnage, l'empoisonnement ou la pollution), ou encore où la végétation a été endommagée ou supprimée, mais pas complètement éradiquée (par des feux de surface, le surpâturage ou la construction d'installations, de routes et de lignes sismiques)¹⁶. Si aucune autre condition du site n'a été perturbée, et en particulier si les conditions hydrologiques sont relativement intactes, la régénération spontanée (à partir de graines/spores ou de diaspoires végétatives) peut conduire à un rétablissement presque total, à condition que les contaminants et les éventuels matériaux de couverture perturbateurs (matériau de surface temporaire des routes) soient enlevés et que toute autre perturbation soit évitée. Lorsque la recolonisation spontanée est devenue impossible ou est jugée trop lente, la restauration peut consister à faciliter le rétablissement des espèces concernées (en créant des conditions de site appropriées) ou leur réintroduction délibérée. Le choix de réintroduire ou non une espèce peut dépendre des objectifs du projet de restauration et de si l'espèce en question est considérée comme une espèce fonctionnelle (ingénieur écologique) ou une espèce prestigieuse (degré élevé de biodiversité) (voir section 4.3, annexe VII).

Figure 5 :
Intensité de dégradation des tourbières et perspectives de restauration en fonction de la déficience des composantes de plus en plus inertes des tourbières (source : Hans Joosten).

Dégradation intensité		inertie croissante →					
		Composantes de la tourbière					
		Plants		water		peat	
		Faune / flore	Végétation	Hydrologie	Hydraulique	Forme / relief	Dépôt de tourbe
Renforcement des actions de restauration requis ↓	Minimale	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Mineure	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Faible	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Modérée	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Majeure	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Particulièrement importante	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)
	Maximale	Non affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Modérément affecté(e)	Fortement affecté(e)	Fortement affecté(e)

Dégradation faible

Si la tourbière n'a été que récemment drainée ou altérée sur le plan hydrologique, par exemple par la déforestation (intensité de dégradation faible) et que les propriétés

16 Nous faisons la distinction entre un « site de tourbière active », qui est une zone homogène au sein d'une tourbière active, telle que l'étendue de la tourbière, la marge de la tourbière et le lagg dans les tourbières hautes classiques⁹⁸ ou les « communautés phasiques » dans les dômes de tourbe des zones tropicales^{4,131}, et un « massif de tourbière active », qui englobe l'ensemble cohérent de la masse de tourbe, tel qu'une tourbière haute, une tourbière minérotrophe à bâches et dépressions ou une tourbière polygonale. Un massif de tourbière active est généralement composé de plusieurs sites de tourbière active⁹⁸.

hydrauliques n'ont pas été modifiées de manière irréversible^{128, 150}, les mesures de restauration peuvent se limiter à rendre l'infrastructure de drainage inopérante, par exemple, en bloquant les canaux de drainage, en comblant les fossés ou en détruisant les canalisations de drainage souterraines¹¹, ou lorsque les pertes d'eau sont causées par des activités extérieures à la tourbière (prélèvements d'eaux souterraines), en cessant ou en réduisant ces activités¹⁰⁴, (voir section 6.3).

La majeure partie des tourbières dans le monde dépendent non seulement de l'eau de pluie, mais aussi des eaux de surface ou souterraines. Par conséquent, les niveaux d'eau, la dynamique de l'eau ou sa qualité dans la tourbière elle-même peuvent également être affectés par des interventions sur les conditions hydrologiques en dehors de la tourbière. Ce dernier point est clair dans le cas de la pollution ou de l'enrichissement en éléments nutritifs par les eaux de surface entrantes. Moins évidente, mais souvent tout aussi importante, est la diminution de l'écoulement des eaux souterraines dans la tourbière ou l'augmentation de l'alimentation des eaux souterraines à partir de la tourbière en raison du drainage, de l'extraction d'eau, de la baisse de l'alimentation des nappes souterraines (par le colmatage de surface) ou de l'accroissement de l'évapotranspiration (par le boisement, l'augmentation de la production agricole) dans le bassin hydrologique de la tourbière, même à plusieurs kilomètres de la tourbière en question.

Des études écohydrologiques doivent être menées pour examiner les changements négatifs présumés dans le cadre du paysage hydrologique. S'ils sont confirmés, ils doivent faire l'objet d'interventions hydrologiques à des fins de réparation en dehors de la tourbière, ou à défaut, par des interventions importantes sur le site relevant de l'ingénierie hydrologique et hydrochimique.

La diminution de l'écoulement des eaux souterraines dans une tourbière active peut entraîner une augmentation de l'influence des eaux de pluie et, par conséquent, une acidification, un enrichissement en éléments nutritifs (parce qu'un pH plus faible libère des phosphates), une modification de la végétation et une perte d'espèces rares, même si les niveaux d'eau dans la tourbière n'ont pratiquement pas changé¹⁹⁷.

Dégradation modérée

L'intensité de dégradation modérée correspond à des changements modérés des propriétés hydrauliques de la tourbe, tandis que l'hydrologie et la végétation des tourbières permettent encore l'accumulation de tourbe. Les changements des propriétés hydrauliques sont causés par des charges surimposées (par exemple, la fauche et le pâturage de faible intensité à long terme)^{164, 204} ou par une décomposition accrue sous l'influence de la décomposition oxydative dans l'atmosphère (NO_x , SO_x)³⁶. Cela peut conduire à un changement de type de tourbière active, une tourbière de percolation ou d'acrotelme pouvant évoluer vers une tourbière à écoulement de surface⁹¹.

Pour rétablir le régime hydrique du type de tourbière initiale, il est nécessaire d'établir une gestion à long terme (mise en place d'une nouvelle couche de tourbe poreuse) ou d'éliminer les couches de tourbe compacte les plus élevées (« enlèvement de la couche superficielle ») sur de grandes surfaces.

Dégradation majeure

L'intensité de dégradation « majeure » se réfère aux tourbières où se sont produits des changements substantiels des propriétés hydrauliques, principalement sous l'influence d'un drainage à long terme et où la décomposition de la tourbe associée a conduit à une diminution de la porosité, de la conductivité hydraulique et du storativité¹⁷ de la tourbe et à une augmentation de la densité apparente¹⁸ et de la rétention d'eau du sol^{153, 163}. Dans les tourbières minérotrophes des climats chauds notamment, le rétrécissement et le gonflement

17 La storativité est une mesure de l'espace poreux et décrit la quantité d'eau perdue si la nappe phréatique s'abaisse sur une certaine distance ou la quantité d'eau nécessaire pour la faire remonter. La storativité comporte une composante élastique. En particulier dans les sols tourbeux non perturbés, l'espace interstitiel augmente avec la teneur en eau. La storativité est sans dimension.¹⁸

18 La densité apparente est le poids sec du sol divisé par son volume. La densité apparente est généralement exprimée en g/cm^3

continus de la tourbe drainée peuvent conduire à la formation de fissures verticales et horizontales, qui empêchent l'écoulement de l'eau vers le haut (capillarité) et conduisent à un assèchement plus fréquent et plus profond de la couche supérieure du sol. Grâce à une plus grande activité des organismes du sol, les sols tourbeux drainés s'ameublissent et leur grain devient fin ; ils peuvent éventuellement devenir hydrofuges^{144, 217}. Les changements associés aux propriétés hydrauliques de la tourbe sont largement irréversibles. Une situation similaire se produit lorsque de la tourbe légèrement humifiée a été enlevée lorsque de la tourbe a été extraite et que seule de la tourbe fortement décomposée avec une faible porosité et un coefficient d'emmagasinement bas reste à la surface.

La destruction des structures de surface efficaces d'un point de vue hydrologique est une déficience fréquemment négligée des propriétés hydrauliques des tourbières. Dans les tourbières actives d'acrotelme notamment, c'est-à-dire, dans les tourbières hautes à sphaignes et les dômes des marais tourbeux tropicaux, les propriétés hydrauliques combinées (« acrotelme ») de la végétation, de la tourbe et du relief de surface sont essentielles pour réguler l'hydrologie des tourbières, notamment en diminuant l'évacuation horizontale de l'eau et en assurant la rétention du stockage de l'eau pour les périodes plus sèches, sans lesquelles ces tourbières actives ne peuvent pas subsister (figure 6 ci-après)^{33, 34}. Ces structures, qui concernent principalement une résistance spatialement différenciée à l'écoulement de l'eau accompagnée d'une grande capacité d'emmagasinement²³, sont détruites par des pressions telles que l'extraction de tourbe, le tassement (pâturage à long terme), le feu, le drainage et la décomposition à long terme, ou encore la déforestation dans le cas des tourbières boisées.

Figure 6 :

Le tout premier croquis (1891)⁸⁷ d'une tourbière tropicale (de la péninsule de Kampar, Sumatra) illustre les bases contreforts des troncs d'arbres et les racines-échasses, qui provoquent une résistance croissante à l'écoulement de l'eau lorsque le niveau de l'eau baisse. La photo en médaillon du parc national de Sebangau, Kalimantan-Central, montre comment, pendant la mousson humide, les racines en contreforts et en échasses réduisent le ruissellement de surface et provoquent un stockage de l'eau en surface pour la saison sèche (source : Hans Joosten)³³.



Il est pratiquement impossible de restaurer les conditions hydrauliques d'une tourbe dégradée¹⁵⁵. Dans le cas des tourbières minérotrophes de percolation dégradées (voir annexe II), la tourbe décomposée et compactée de manière largement irréversible empêche l'apport d'eau souterraine qui alimentait auparavant la couche superficielle, garantissant ainsi un niveau stable des nappes et une faible productivité¹¹⁰. La diminution du storativité de la tourbe dégradée entraîne des fluctuations plus importantes de la nappe, ce qui augmente encore la décomposition de la tourbe¹.

Les tourbières dont les propriétés hydrauliques pertinentes ont été dégradées de manière irréversible ne peuvent pas retrouver leur fonctionnement hydrologique antérieur à moins d'éliminer la tourbe fortement dégradée. Si cette dernière solution n'est pas réalisable ou n'est pas souhaitée, il faudra peut-être formuler des objectifs de restauration alternatifs (impliquant un type de tourbière plus « simple », par exemple une tourbière active par élévation de la nappe) selon lesquels une nouvelle accumulation de tourbe dans le temps pourra à nouveau conduire à de meilleures conditions hydrauliques¹.

Il importe de comprendre que la restauration ou la régénération de structures de l'acrotelme basées sur la végétation et le microrelief, efficaces en termes de régulation hydrologique, est un processus de long terme d'au moins plusieurs décennies^{90, 125, 178}, si tant est qu'il soit possible⁹¹.

Dégradation particulièrement importante

Une tourbière naturelle étant constituée en grande partie d'eau, il existe une relation hydrologique stricte et délicate entre la forme de la masse de tourbe, la conductivité hydraulique de la tourbe et la quantité d'eau transportée dans cette masse de tourbe. L'intensité de la dégradation est particulièrement importante dans les tourbières où la masse de tourbe n'est plus du tout en équilibre hydrologique (pour cause d'affaissement, d'extraction de la tourbe, d'érosion, d'incendie ou d'oxydation). Dans certains cas, les processus naturels d'autorégulation (y compris l'affaissement) ou la modification anthropique du relief de la tourbière peuvent rétablir l'équilibre, mais la plupart du temps, le déséquilibre restant entraîne de nouveaux changements hydrologiques et une dégradation continue et progressive^{22, 206}.

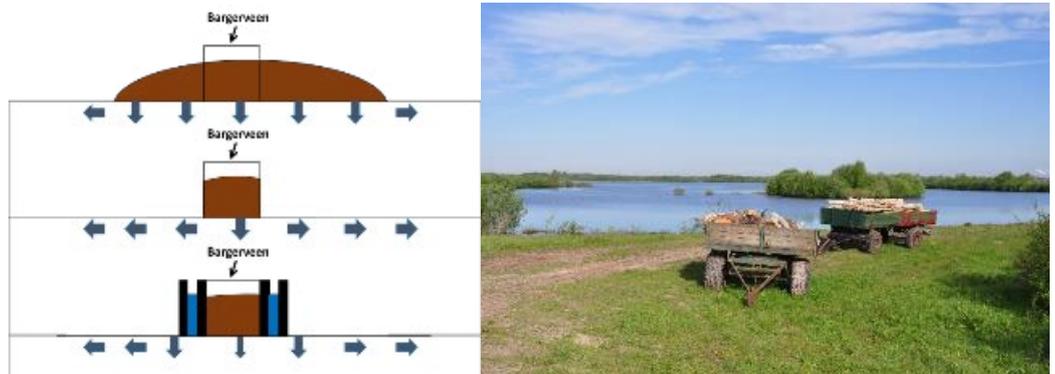


Figure 7 :
Gauche : Restauration de parties du Bargerveen (Pays-Bas), visant à compenser la perte de grandes parties du dôme de tourbière original en construisant d'énormes digues et des bassins de stockage d'eau⁶¹.
Droite : L'un des bassins de stockage et les digues autour (source : Hans Joosten).

Dégradation maximale

Le dernier degré d'intensité, ou dégradation maximale, correspond à la situation où la tourbière a pratiquement cessé d'être une tourbière, c'est-à-dire lorsque la plupart ou la totalité de la tourbe a disparu par extraction ou oxydation, lorsque les couches de tourbe restantes ont été retournées et leur stratigraphie perturbée par des labours et des creusements profonds, ou lorsque l'ensemble du bassin versant a été retourné par une exploitation à ciel ouvert. Dans ce cas, toute restauration de tourbière doit partir de zéro, en recréant des conditions d'alimentation en eau et de saturation permanente pour permettre à la nouvelle tourbe de s'accumuler (« recréation de tourbière »)^{101, 107, 154}.

Le **seuil au-delà duquel il est impossible de restaurer**, au cours d'une vie humaine, le fonctionnement hydrologique d'un massif de tourbière active incliné dégradé pour qu'il retrouve son fonctionnement hydrogénétique antérieur à la dégradation se situe au stade de dégradation « modérée », c'est-à-dire lorsque les propriétés hydrauliques de la tourbe commencent à être gravement affectées. Au-delà de ce seuil, des communautés biotiques précieuses peuvent encore persister temporairement, et la restauration de sites de tourbières peut parfois, à des endroits spécifiques, permettre de rétablir leur stratégie de production de tourbe et leur végétation d'origine, mais le massif continuera à se dégrader à moins que la tourbe ne soit enlevée ou réarrangée à grande échelle ou que les installations d'infrastructure (digues, diguettes, pompes) soient perpétuellement maintenues (voir figure 7 et section 6.2). Au-delà de ce seuil, il peut être opportun d'abandonner l'objectif de restauration du type de tourbière d'origine et de se concentrer sur la réhabilitation de types de tourbières plus « faciles » (« tourbières horizontales », par exemple) offrant d'autres services écosystémiques, souvent moins sophistiqués.



4. Définition des objectifs

Après avoir analysé les problèmes, il convient de déterminer les objectifs possibles en fonction des avantages que peuvent fournir les tourbières restaurées. Cette étape consiste à reconnaître que des avantages spécifiques peuvent être limités à des intensités de dégradation spécifiques, et que différents objectifs peuvent être contradictoires ou synergiques. Une conclusion essentielle est que les objectifs de restauration doivent être formulés le plus concrètement possible et par ordre de priorité.

Utilisation des terres	Utilisées pour la production	Gérées pour la biodiversité	Non gérées
État du drainage			
Drainées	Utilisation conventionnelle	Paysage de zones arides et réserves de biodiversité	Terres abandonnées
Réhumidifiées / restaurées	Paludiculture	Paysage de zones humides et réserves de biodiversité	Zones sauvages humides

Figure 8 : Possibilités d'utilisation des sols pour les tourbières drainées (source : Hans Joosten).

4.1. Introduction

Afin de fixer des objectifs réalistes, il est essentiel de choisir des cibles basées sur le potentiel réel de restauration¹⁶³. Les possibilités générales d'utilisation des terres des tourbières drainées sont les suivantes (figure 8) :

- la poursuite de l'utilisation ou de la gestion des terres fondées sur le drainage (y compris les terres abandonnées) ;
- l'abandon de tourbières drainées sans réhumidification intentionnée ;
- la réhumidification (tant intentionnée que spontanée) sans utilisation des terres ; et
- la réhumidification avec gestion de la biodiversité ou utilisation productive des terres (paludiculture).

Des cibles plus concrètes en matière de restauration peuvent être exprimées en termes de « services écosystémiques », définis comme étant les avantages (y compris en termes de biodiversité) que les individus et la société tirent des écosystèmes. L'annexe I donne un aperçu complet de ces services et établit une distinction entre les services rendus par les tourbières qui séquestrent du carbone (tourbières naturelles ou réhumidifiées) et ceux rendus par les tourbières qui se dégradent (tourbières drainées). Si certains services écosystémiques peuvent être fournis par les deux catégories (paysages pour le tourisme et activités de plein air) ou si certains services écosystémiques des deux catégories peuvent être combinés (renouvellement de la séquestration du carbone tout en gardant les schémas historiques d'exploitation visibles, mais non fonctionnels), dans la plupart des cas, les services écosystémiques des deux catégories s'excluent mutuellement. Schumann et Joosten¹⁶⁶ donnent une vue d'ensemble des services et des objectifs difficiles à concilier. L'annexe 3 présente les principaux conflits, compromis et synergies pouvant survenir.

La possibilité de remettre en place les services écosystémiques souhaités varie selon que :

- des changements irréversibles ont eu lieu dans la tourbière elle-même (perte d'espèces, modification de l'hydraulique des sols) ou dans son environnement plus large (hydrologie du paysage, climat), qui rendent la restauration impossible ; et
- les cibles définies peuvent être combinées.

Ce qu'il est possible de restaurer ne dépend pas seulement des capacités scientifiques et techniques, mais aussi des opportunités et des contraintes institutionnelles, réglementaires, économiques, politiques et sociétales³². Cela signifie que le processus de définition des objectifs, outre les connaissances scientifiques et techniques, nécessite également une bonne connaissance des intérêts et des plans des autres parties prenantes. La définition des objectifs doit donc toujours impliquer un processus itératif de formulation des objectifs et d'analyse des problèmes.

Compromis et incompatibilité des buts : exemple en Indonésie

« Pour promouvoir la durabilité à long terme, la réhumidification et la réimplantation de végétation sont nécessaires et encouragées, mais pour répondre à l'exigence de 'revitalisation', les organismes publics ont souvent recours à des compromis qui conduisent à des solutions moins durables. Ils s'engagent souvent dans des programmes qui préconisent de semer sur tourbe réhumidifiée des cultures telles que le café (*Liberica*), le cacao, le pinang (*S. pinanga*), la noix de coco, la banane, le cempedak (*artocarpus integer*), le jengkol (*archidendron pauciflorum*), le maïs, le duku (*lansium parasiticum*), le durian (*durio zibethinus*), l'orange, le poivre, l'ananas, le gingembre rouge, le caoutchouc et le pitaya. Toutefois, toutes sont des cultures sèches qui nécessitent un drainage d'au moins 30 à 40 cm, le degré de réhumidification est donc limité pour accommoder ces cultures. En outre, les canaux restent ouverts et les barrages des canaux sont équipés de déversoirs pour faciliter le passage des petits bateaux. Il en résulte une série de problèmes et une absence de durabilité environnementale à long terme⁵⁰. »

Après avoir déterminé tous les objectifs possibles, les objectifs finaux doivent être choisis et formulés le plus concrètement possible et par ordre de priorité afin de :

- déterminer des méthodes de restauration appropriées et efficaces (des objectifs différents peuvent nécessiter des méthodes différentes) ;
- établir des priorités entre des objectifs pouvant être contradictoires (des objectifs incompatibles sont trop souvent formulés) ; et
- permettre un suivi et une évaluation efficaces (la réalisation d'objectifs non spécifiés ne peut être évaluée).

« La restauration écologique est une science complexe et multiforme, dans laquelle les facteurs écologiques, sociaux, économiques et politiques doivent tous être pris en compte. En se contentant de planter de jeunes plants ou d'arrêter des incendies, on ne s'attaque pas aux problèmes qui ont conduit à la dégradation initiale. Si nous ne cherchons pas à comprendre ces « barrières » et à élaborer des solutions pour les surmonter, la restauration sera de courte durée et superficielle¹⁴⁵. »

Dans les chapitres suivants, nous examinons certains objectifs largement répandus de réhumidification/restauration des tourbières, à savoir, dans l'ordre : l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à celui-ci ; la conservation de la biodiversité naturelle ; le maintien de la productivité et des moyens de subsistance (paludiculture) ; et l'amélioration de la qualité de l'eau, l'alimentation en eau et la protection contre les inondations.

4.2. La restauration des tourbières au service de l'atténuation du changement climatique et à l'adaptation à celui-ci

L'atténuation du changement climatique est l'une des principales raisons qui poussent à réhumidifier et à restaurer des tourbières⁵⁹. Les émissions considérables des tourbières drainées et autrement dégradées peuvent être réduites de manière significative en faisant remonter le niveau moyen des nappes à long terme près de la surface et en restaurant les sites dégradés non drainés.

Tant que la nappe est sous la surface, la relation entre le niveau moyen de la nappe et les émissions de gaz à effet de serre provenant de l'oxydation microbienne de la tourbe est largement linéaire : plus la nappe est profonde, plus les émissions sont importantes^{26, 27, 73, 74, 214}. Cela signifie qu'environ la moitié de ces émissions peuvent être réduites en élevant la nappe à la moitié de sa profondeur antérieure.

Dès que la nappe se stabilise autour de la surface et au-dessus de celle-ci, une partie de la matière végétale morte est décomposée par anaérobiose, ce qui entraîne l'émission de méthane (CH_4), un gaz à effet de serre 28 fois plus puissant que le CO_2 ⁸¹. En général, la réhumidification des tourbières drainées entraîne rapidement des avantages, car les effets des émissions globales de gaz à effet de serre (exprimés en flux combinés de CO_2 , CH_4 , N_2O et COD) sont très positifs pour le climat, par rapport à la situation antérieure au drainage^{96, 214}.

La réhumidification entraînera toujours un rétablissement des émissions de méthane. Mais même dans les cas où la réhumidification entraîne un pic initial de méthane disproportionné (par décomposition anaérobie de la végétation des zones sèches déperissant, par exemple), ses effets climatiques à long terme sont bien plus bénéfiques que le maintien du drainage en cours. En effet, le CH₄ a une durée de vie dans l'atmosphère beaucoup plus courte que le CO₂ et le N₂O, qui s'accumulent continuellement dans l'atmosphère, alors que les concentrations atmosphériques de CH₄ atteignent rapidement un niveau stable (figure 9).

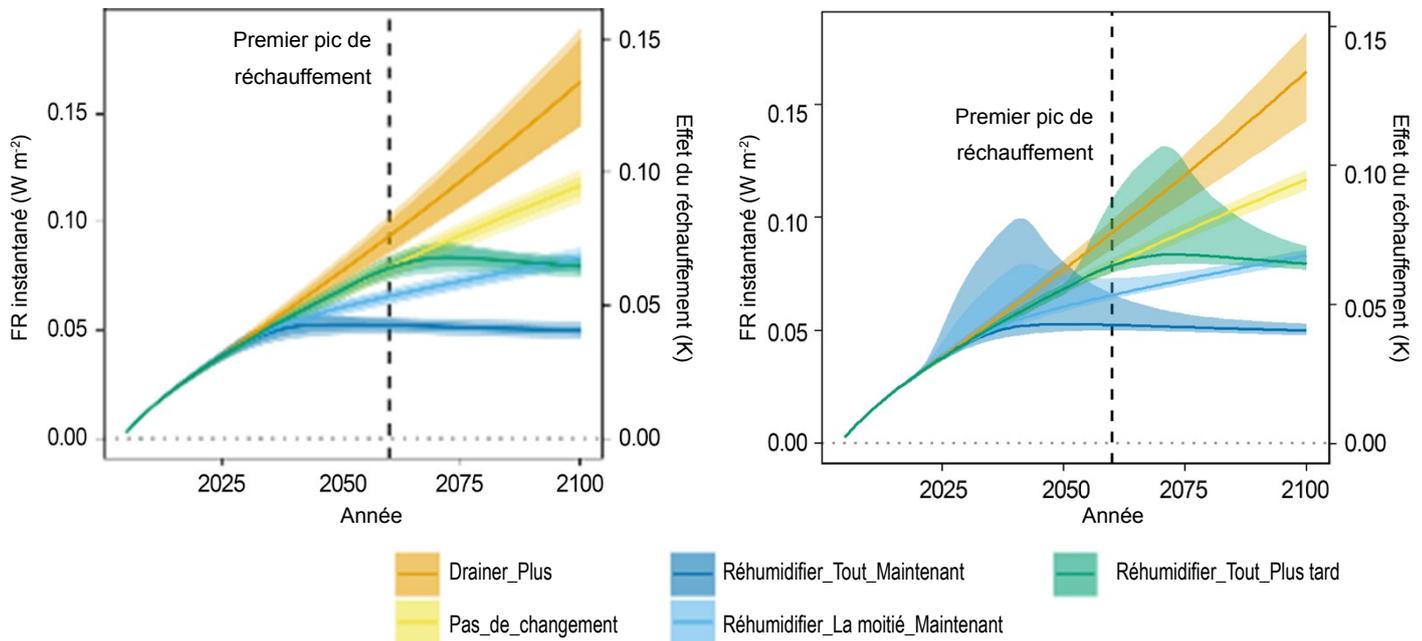


Figure 9 :

Forçage radiatif (FR) et effets du réchauffement climatique (par rapport à 2005) de la gestion mondiale des tourbières sans (gauche) et avec (droite) un pic initial de méthane 10 fois plus important pendant 5 ans après la réhumidification. Drain_More : la superficie des tourbières drainées continue d'augmenter entre 2020 et 2100 au même rythme qu'entre 1990 et 2017 ; No_Change : la superficie des tourbières drainées reste identique à celle de 2018 ; Rewet_All_Now : toutes les tourbières drainées sont réhumidifiées au cours de la période 2020-2040 ; Rewet_Half_Now : 50 % des tourbières drainées sont réhumidifiées au cours de la période 2020-2040 ; Rewet_All_Later : toutes les tourbières drainées sont réhumidifiées au cours de la période 2050-2070⁶³.

En raison de l'effet méthane, il est opportun de i) réhumidifier le plus rapidement possible (c'est-à-dire entre 2020 et 2040) pour éviter que les émissions n'amplifient le pic de réchauffement climatique⁶³, et ii) limiter autant que possible les émissions de méthane. Cette dernière action peut être menée :

- en évitant les inondations estivales prolongées (sans compromettre la présence des nappes proche de la surface)^{35, 41} ;
- en éliminant la biomasse fraîche avant de réhumidifier ;
- en évitant les plantes aquatiques immergées ;
- en inondant de manière régulière avec de l'eau contenant des sulfates (par exemple, de l'eau légèrement saumâtre)¹⁹⁹ ;
- en enlevant des mottes de tourbe et la couche superficielle du sol (couche de 5 à 10 cm d'épaisseur)^{66, 80, 199} ; et
- en établissant des espèces turfigènes et résistantes à la décomposition afin de réduire l'apport de matières sujettes à la méthanogénèse, mais sans introduire d'« espèces-shunts »^{19, 24}.

La réhumidification des tourbières tropicales et des tourbières agricoles situées en dehors des zones tropicales a toujours un effet important et rapide sur l'atténuation du changement climatique. S'agissant des tourbières drainées pour la sylviculture en milieu boréal, l'effet climatique de la réhumidification peut être comparativement beaucoup plus faible et plus lent¹⁴², et pas si simple en raison des effets climatiques de la modification des albédos, d'une part¹¹⁷, et des émissions substantielles de CO₂ suite à la coupe à blanc, de l'autre^{78, 106}.

19 Les plantes vasculaires favorisent les émissions de CH₄ en permettant au gaz de contourner la couche supérieure du sol oxygénée en se déplaçant dans les tissus de la plante. Les plantes qui permettent un tel raccourci entre la zone racinaire et l'atmosphère sont appelées « espèces-shunts ».

La réhumidification des tourbières entraîne non seulement un refroidissement planétaire, mais aussi un refroidissement direct au niveau local²¹⁵. Ce refroidissement est dû à l'élévation des nappes (y compris la formation de plans d'eau), au changement de végétation et à l'augmentation de la conductivité thermique du sol/de la tourbe en raison de l'humidité accrue du sol. Ainsi, une plus grande quantité d'énergie solaire radiante est utilisée pour l'évaporation et une quantité moindre pour le réchauffement¹⁰⁰. L'ampleur du refroidissement climatique qui en résulte dépendra de la façon dont la tourbière est intégrée dans le paysage (elle sera plus grande dans un environnement sec). Celui-ci est plus efficace sous les climats continentaux^{71, 93}.

4.3. Conservation de la biodiversité naturelle

L'un des principaux objectifs de la restauration des tourbières est de rétablir la qualité des habitats et des biotopes des tourbières, et donc de ralentir ou de mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité¹⁶⁹. C'est certainement le principal objectif pour les tourbières situées dans des zones protégées, comme les sites Ramsar.

Bien que le nombre d'espèces présentes sur une tourbière puisse, dans certains cas, être relativement faible, les tourbières présentent une proportion plus élevée d'espèces spécialisées et caractéristiques que les écosystèmes des zones sèches de la même zone biogéographique. En raison de l'isolement et de l'hétérogénéité de l'habitat, les tourbières jouent un rôle particulier dans le maintien de la biodiversité sur le plan génétique^{131, 132, 133}. Toute introduction d'espèces (voir section 6.4.) doit tenir compte de cette diversité génétique. Dans la mesure du possible, la réintroduction d'espèces doit être effectuée avec les stocks de propagules disponibles au niveau local, afin de ne pas perturber des différences régionales en la diversité génétique.

Les tourbières peuvent également présenter une grande diversité d'écosystèmes²⁰, reflétée par les modelés visibles à diverses échelles hiérarchiques et spatiales, qui traduisent une capacité à s'organiser et à s'autoréguler, évoluée depuis des centaines ou des milliers d'années²³.

Les tourbières favorisent également la biodiversité bien au-delà de leurs frontières en régulant l'hydrologie et le mésoclimat des zones limitrophes. Elles sont souvent les dernières zones plus ou moins naturelles dans les paysages dégradés. Elles constituent donc à la fois des zones de refuge pour les espèces menacées dont la distribution géographique est à l'origine beaucoup plus vaste (grands singes en Asie tropicale et en Afrique, par exemple) et des abris frais pour les espèces déplacées à cause des modifications du climat^{131, 132, 133}.

Le fait de centrer la restauration sur les habitats et les espèces de tourbières actives les plus menacées, les plus vulnérables et les plus rares (tout en protégeant les habitats et les espèces plus communs mais représentatifs) peut augmenter la rentabilité des actions de restauration au service de la conservation de la biodiversité mondiale des tourbières¹⁰⁸.

Naturalité

La conservation de la nature est sans doute l'objectif le plus difficile de la restauration des tourbières, en raison de l'incompatibilité inhérente des deux concepts : la restauration est une intervention délibérée, la nature est en développement spontané. Elle s'intéresse non seulement aux résultats (préservation d'une espèce), mais aussi à la façon dont ils sont atteints (c'est-à-dire, de la manière la plus spontanée possible)³⁸. Pour la conservation de la nature, les « moyens » font implicitement partie des « fins ». Chaque intervention de restauration diminue la spontanéité du résultat, c'est-à-dire son caractère naturel.

En principe, il existe trois niveaux de base de l'artificialité croissante (caractère naturel décroissant) associés à une intervention de conservation délibérée :

1. ne rien faire : mesures défensives (interdictions et autres réglementations) pour éviter tout préjudice, par exemple la mise en place de zones tampons hydrologiques autour de la tourbière¹⁹⁶ ;



20 Au sens de l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique, <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>.

2. faire une fois (non-récurrentement) : activités faites une unique fois visant à améliorer les conditions, par exemple le blocage de fossés et la construction de diguettes ; et
3. faire continuellement : mesures régulières (réglementation normative) visant à maintenir des conditions favorables (gestion interne), par exemple la fauche annuelle ou le pâturage permanent.

La grande question qui se pose en matière de restauration dans le but de conserver la nature est : quels moyens sont justifiables pour atteindre quelles fins ? Si tous les moyens sont justifiés, on ne fait plus la différence entre une zone de conservation de la nature et un jardin botanique ou un zoo. En revanche, la restauration visant à conserver la nature doit limiter l'intensité et la fréquence des techniques employées au minimum nécessaire. Les lignes directrices suivantes⁸⁵ peuvent s'appliquer à la restauration visant à conserver la nature :

- faire la distinction entre les buts et les moyens ; l'introduction d'espèces est toujours un moyen (comme l'utilisation d'une machine telle qu'une faucheuse), jamais le but de la conservation de la nature ; l'introduction peut favoriser une plus grande biodiversité, mais toujours au détriment du caractère naturel ;
- limitez vos activités à « ne rien faire » (mesures défensives éliminant certaines pratiques) et à « faire une fois » ;
- « faire continuellement » n'est justifiable que si la gestion à long terme est poursuivie avec la même intensité ou une intensité moindre (fréquence de fauche, intensité du pâturage) et la même artificialité ou une artificialité moindre (remplacement de la fauche par le pâturage, ou de la gestion de l'eau par la gestion de la végétation) ;
- des exceptions peuvent être faites lorsque, dans le cas contraire et en raison des activités humaines, les phénomènes naturels cesseraient d'exister au niveau mondial.

Outre les raisons conceptuelles, il existe également des raisons pratiques de limiter l'artificialité. Les trois niveaux d'artificialité croissante ont également un rapport coût-efficacité décroissant et un risque croissant de perte d'investissement. Dans le cas de mesures faites une unique fois, un seul investissement est réalisé, tandis que dans la gestion continue (c'est-à-dire la résistance aux évolutions naturelles et spontanées), les coûts cumulés sont pratiquement infinis, et tout investissement antérieur est perdu dès qu'un terme est mis à la gestion.

4.4. Assurer la productivité : paludiculture et moyens de subsistance

La garantie de la productivité est liée au concept central d'« utilisation rationnelle » de la Convention. La plupart des dégradations des tourbières résultent du drainage agricole et forestier, c'est-à-dire que les tourbières ont été drainées pour fournir de la nourriture, du fourrage, des fibres et du combustible. La nécessité de réhumidifier 50 millions d'hectares de tourbières dégradées dans le monde d'ici 2050-2070, et la hausse de la demande mondiale de biomasse (pour améliorer le bien-être d'une population mondiale croissante et pour remplacer l'ensemble des ressources fossiles carbonées) impliquent que ces zones ne peuvent pas toutes être abandonnées après avoir été réhumidifiées (figure 8). Lorsque la restauration d'un habitat de tourbière semi-naturel n'est pas possible et que l'utilisation productive doit se poursuivre, l'utilisation des terres basée sur le drainage doit être remplacée par une utilisation ne nécessitant pas de drainage^{92, 97}, à savoir par la « paludiculture »^{21 147, 210}.

Qu'est-ce que la paludiculture ?

La paludiculture est un système agricole et forestier qui vise à produire des produits à base de plantes ou d'animaux sur des tourbières tout en préservant le stock de carbone de la tourbe et en réduisant au minimum les émissions de gaz à effet de serre provenant du sol tourbeux. L'atteinte de ces buts n'est pas seulement déterminée par les cultures produites, mais surtout par les conditions dans lesquelles elles le sont, celles-ci doivent être humides en permanence et ne pas endommager le sol tourbeux²².

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

22 Observations finales de la conférence RRR2017 : http://www.imcg.net/modules/download_gallery/dlc.php?file=287&id=1552073692.

La paludiculture n'est pas axée sur la conservation de la nature, mais sa pratique peut y contribuer en créant de nouvelles zones humides et en constituant une étape intermédiaire entre l'agriculture basée sur le drainage et la conservation de la nature. Elle peut, par exemple, contribuer à l'élimination des substances nutritives et à la gestion de la végétation^{175, 176} et servir de tampon autour des zones de conservation humides ou de corridor entre celles-ci.

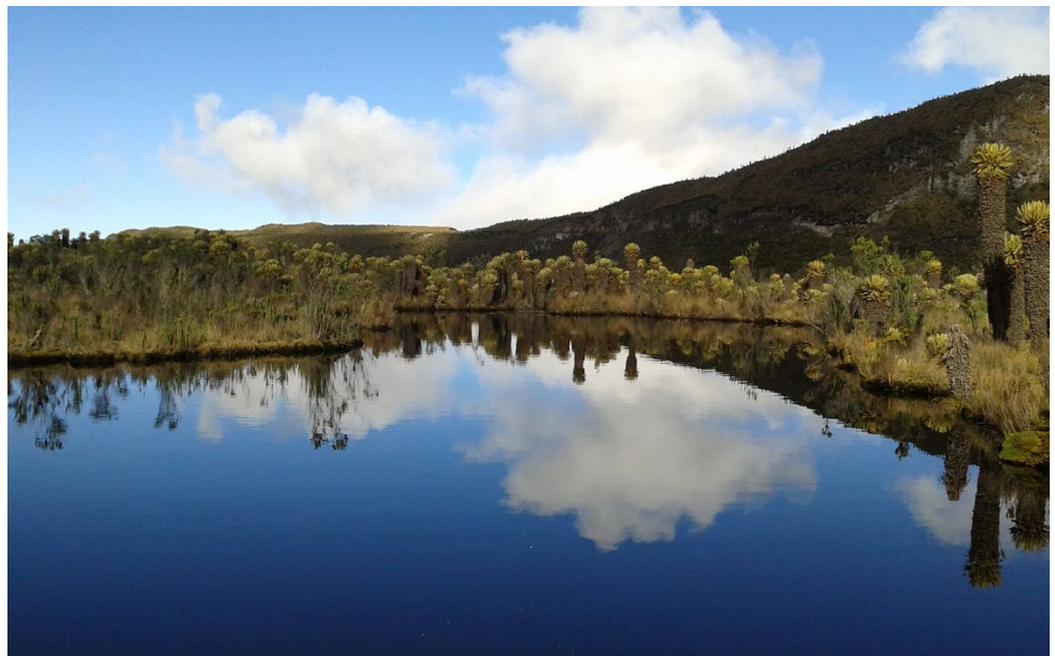
4.5. Amélioration de la qualité de l'eau, approvisionnement en eau et protection contre les inondations

L'approvisionnement en eau potable de bonne qualité à partir de bassins versants dominés par la tourbe est généralement limité aux tourbières peu drainées et peu utilisées par l'homme. Les sites les plus perturbés libèrent des quantités importantes d'acides humiques, d'azote, de soufre, de métaux lourds et de matières en suspension^{138, 155}, alors que le blocage des drains entraîne généralement une réduction substantielle de l'écoulement de ces substances^{21, 127, 180, 203}. En outre, le simple fait de reconstituer la végétation sur la tourbe nue peut considérablement réduire la perte de particules de carbone¹⁸².

La dénitrification, en tant que processus d'élimination des nitrates, a lieu lorsque de l'eau enrichie en nitrates entre en contact avec de la tourbe anoxique saturée d'eau^{28, 70}. L'élimination de la matière organique, des solides, du phosphore et de l'azote de l'eau entrante est une fonction de la végétation des tourbières humides et est donc limitée aux sites non perturbés et peu perturbés (y compris ceux où est pratiquée la paludiculture)^{93, 201}. Dans certains cas, la restauration peut entraîner une augmentation temporaire des éléments nutritifs dans les cours d'eau en aval, mais la libération d'éléments nutritifs diminue à long terme^{126, 127}.

Protection contre les inondations

L'accumulation de tourbe nécessitant une nappe d'eau près de la surface du sol, la réserve utile des tourbières actives peu perturbées est rapidement atteinte et l'excédent d'eau s'écoule rapidement en période d'approvisionnement abondant en eau^{155, 182}. Les tourbières peu ou modérément perturbées présentent donc généralement un débit de pointe directement lié aux précipitations. Cependant, les écoulements de surface dans les tourbières dominées par les sphaignes sont plus faibles que dans les tourbières dominées par d'autres types de végétation ou dans les tourbières dégradées, car la « rugosité » naturelle de la surface ralentit l'écoulement de l'eau^{53, 76}. La perte du couvert de sphaignes et l'augmentation de la tourbe nue peuvent accroître le débit de pointe, réduire les temps de réponse de l'écoulement, et rendre l'écoulement des tourbières actives de couverture plus irrégulier après le drainage de la tourbe^{168, 182}.



Seuls les types de tourbières actives dont la couche de tourbe peut se rétracter et se gonfler en fonction des variations de l’approvisionnement en eau (« oscillation de la surface de la tourbière ») ou qui peuvent stocker une grande quantité d’eau à la surface ou au-dessus de celle-ci (dans des cuvettes et des bassins) ont un effet « tampon » sur l’hydrologie du bassin versant.

Après le drainage, le débit de pointe est fortement réduit, car la couche de tourbe n’est plus complètement saturée. En revanche, les tourbières fortement drainées et les sols tourbeux très dégradés augmentent à nouveau les taux de charge de pointe, en raison de la formation d’une tourbe hydrofuge et d’horizons pédologiques stagnants²¹⁷. La restauration de la fonction de protection contre les inondations nécessite donc une connaissance très importante des conditions hydrologiques.

En général, les tourbières naturelles peuvent résister aux inondations pendant de plus longues périodes, et les tourbières peuvent donc, dans des conditions favorables, fonctionner comme des zones de rétention, même après réhumidification. L’atténuation des effets des inondations est notamment possible dans les tourbières inutilisées ou utilisées pour la paludiculture et donc moins vulnérables aux inondations⁹³.



5. Planification

Les mesures de restauration des tourbières doivent être soigneusement planifiées. Les projets impliquant souvent des activités de grande envergure aux conséquences techniques, opérationnelles et administratives complexes, il est conseillé de procéder à :

- une **étude de faisabilité** pour servir de base au choix des objectifs spécifiques et à l'évaluation de la faisabilité générale des travaux de restauration nécessaires ; puis, lorsque la faisabilité est confirmée ;
- un **plan stratégique** plus concret qui présente les conditions, les objectifs et les mesures en détail^{30, 67, 68, 114, 158, 167, 194, 195, 206}.

Un **plan stratégique** peut aborder, entre autres :

- la localisation et les limites du site, sa topographie générale, son paysage, sa géologie et son hydrologie (sur le site et aux alentours), son sol (y compris les types de tourbe et leur profondeur), sa flore, sa faune, son archéologie et son histoire ;
- l'utilisation actuelle des terres, les utilisateurs, les propriétaires et les locataires, la disponibilité des terres et les infrastructures ;
- le problème (pourquoi la restauration est-elle nécessaire ?), y compris les conditions et les processus (dans la zone et à l'extérieur) qui ont conduit au problème et les effets de l'absence d'intervention ;
- la biodiversité existante, ainsi que les valeurs archéologiques, historiques et autres qu'il convient de préserver ;
- les buts et objectifs, les feuilles de route, les processus de pilotage et les cibles intermédiaires ;
- les plans généraux, les calendriers et les budgets (y compris les fonds disponibles), ainsi qu'une stratégie pour effectuer des ajustements à mi-parcours (adaptation) ;
- les matériels appropriés, les prestataires qui doivent avoir de l'expérience dans le domaine des tourbières et de la tourbe, les normes de performance, les règles de sécurité et le meilleur moment pour accéder au site et effectuer les travaux ;
- les mesures et les indicateurs de suivi, le retour d'information régulier et l'évaluation des progrès ;
- la protection à long terme, et la gestion et l'entretien continus ; et
- la gestion des imprévus (météo, contraintes pratiques) et des impondérables.

Dans ce chapitre, nous abordons certains aspects pertinents pour la planification de la restauration.

5.1. Contraintes juridiques

Dès le départ, il convient de rechercher une coordination avec les autorités responsables pour savoir si des autorisations sont nécessaires et possibles, ou si des restrictions s'appliquent. La législation applicable et le système de licences dépendent en grande partie des spécificités nationales et du type d'activités prévues. La législation peut concerner, entre autres, la planification physique, la conservation de la nature, la gestion de l'eau visant à modifier la configuration de drainage et les niveaux d'eau, l'extraction ou le rejet d'eau, le stockage d'eau, l'exploitation minière pour l'extraction de tourbe afin de construire des barrages et de remplir des drains, la construction de dispositifs de régulation de l'eau, et l'élimination des déchets pour l'importation de matériaux de remplissage ou de construction sur le site²¹⁰. Dans de nombreux pays et dans différents cas, les propositions de restauration peuvent être soumises à une évaluation de l'impact environnemental.

Il est également important de prendre en compte les droits, y compris ceux existant sur les terrains collectifs, les droits de passage, la turbarie (le droit d'extraire de la tourbe sur un terrain collectif pour l'utiliser comme combustible), les droits riverains, les droits d'exploitation du sous-sol, les droits de chasse et de pâturage, les droits sur les terres, et l'emplacement des installations publiques actuelles ou prévues telles que les conduites, les pylônes, les lignes électriques et les routes.

Sachez que les exigences hydrologiques et les effets de la réhumidification peuvent s'étendre bien au-delà de la zone du projet !

5.2. Participation du public et contribution des parties prenantes

La bonne réalisation d'un projet de restauration dépendra souvent du soutien et de l'acceptation du public, notamment de la communauté et des parties prenantes locales. La participation du public est primordiale, surtout lorsqu'il est probable que le projet envisagé se heurte à des préoccupations importantes. Les orientations pertinentes se trouvent dans le Programme de la Convention de Ramsar relatif à la communication, au renforcement des capacités, à l'éducation, à la sensibilisation et à la participation (CESP)²³, dans le Guide pratique sur la communication, l'éducation et la sensibilisation du public (CESP) de la Convention sur la diversité biologique²⁴, sur le site de Frogleaps²⁵ et dans l'annexe IV.

5.3. Coûts, avantages et financement

Afin de quantifier l'effet de la réhumidification et de la restauration des tourbières sur le bien-être public, tous les coûts et avantages doivent être pris en compte. Cette analyse doit comprendre :

- Les coûts directs de la réhumidification et de la restauration d'un point de vue technique, qui sont fortement influencés par l'emplacement, la taille, la conception, l'accessibilité et la distance par rapport aux sources de matériaux. En Allemagne, les coûts moyens de planification et de construction sont de 2 363 EUR/ha⁶², tandis que, en Indonésie, les coûts du programme de réhumidification de 2 millions d'hectares sont estimés à 2 300 USD/ha⁶⁵. Des ordres de grandeur similaires (avec une large gamme de valeurs) sont présentés pour le Royaume-Uni^{9, 136}, la Finlande^{108, 169}, les projets de restauration LIFE de l'UE³, le Canada¹⁵⁷, le projet russe/allemand PeatRus et l'Indonésie^{34, 50, 211}.
- Les bénéfices marchands et non marchands (biens et services) que la zone restaurée fournira (effet climatique, revenus de la paludiculture).
- Les « coûts d'opportunité », c'est-à-dire la perte de biens et de services qui pourraient ne plus être fournis (huile de palme, fromage Gouda), la diminution de la valeur des terres et la perte des aides publiques.
- Les effets externes, c'est-à-dire les effets positifs et négatifs de la restauration sur le bien-être d'un tiers.
- Les coûts de l'inaction^{9, 52, 162}.

Alors que les avantages sociaux de la restauration des tourbières peuvent largement dépasser les coûts sociaux, seuls les coûts et avantages privés déterminent la faisabilité de la restauration du point de vue d'un gestionnaire privé de terres (propriétaire ou locataire)¹³⁵.

De nombreux services écosystémiques sont difficiles à évaluer, et il existe un « marché » pour très peu d'entre eux. En outre, certaines valeurs (la vie humaine, l'équité envers les générations futures) ne peuvent pas être mesurées en termes monétaires, et ne doivent pas l'être. L'évaluation monétaire ne peut donc saisir qu'une partie de la valeur totale^{14, 209}. Elle reste toutefois utile pour :

- sensibiliser aux coûts pour la société de la dégradation des tourbières ;
- améliorer la prise de décision en présentant des services non marchands ;
- optimiser l'allocation efficace des ressources financières ; et
- justifier les paiements aux fournisseurs de services (paiements pour services écosystémiques – PSE).

23 <https://www.ramsar.org/fr/activite/le-programme-cesp>.

24 <https://www.cbd.int/cepa-toolkit/cepa-toolkit-fr.pdf>.

25 www.frogleaps.org.

Il existe une grande variété de mécanismes de financement pour la restauration des tourbières, et de nouveaux mécanismes prévisibles émergeront dans le contexte des cadres politiques mentionnés au chapitre 1^{194, 95, 208}. Les possibilités de financement incluent notamment :

- les subventions publiques / les projets / les programmes bi-/multilatéraux de donateurs internationaux ;
- le co-parrainage public-privé ;
- le financement de la restauration/réhabilitation après exploitation (et exploration) par les entreprises d'exploitation des ressources, volontairement ou pour répondre à des exigences légales ;
- les activités de compensation (offsets / banques d'habitats), les implantations (insets) ;
- des projets de purification de l'eau par des entreprises de distribution et de purification de l'eau ;
- les paiements pour services écosystémiques (PSE), y compris les crédits de réduction des émissions de carbone^{12, 175, 200} et le financement basé sur les résultats ; et
- la paludiculture : « Gagnez de l'argent avec *Typha latifolia* et bénéficiez d'une réhumidification gratuite²¹⁶. »



6. Techniques de restauration

Dans de nombreuses régions et situations, il n'existe aucune orientation en matière de restauration. Par conséquent, il est bon de consulter les informations existantes ailleurs, notamment les différents manuels régionaux^{30, 44, 50, 62, 112, 114, 120, 147, 157, 169, 171, 173, 195, 206, 183}, non pas pour reproduire aveuglément les mesures prises, mais pour s'inspirer afin de trouver des solutions adaptées au contexte local.



Un grand nombre de manuels pratiques produits par l'Agence indonésienne de restauration des tourbières (BRG) sont consultables à l'adresse suivante : <http://brg.go.id/panduan/>.

6.1. Principes généraux

De la même manière que toutes les tourbières ont des propriétés importantes en commun (chapitre 1), certains principes s'appliquent à toute restauration de tourbières^{7, 40, 169}.

- La formation permanente de la tourbe nécessite une élévation lente mais continue du niveau de l'eau. La restauration des tourbières doit donc permettre cette élévation. Dans le cas des tourbières horizontales (section 3.1, annexe II), par exemple les mangroves et les tourbières actives par inondation, des processus indépendants de la tourbière elle-même (le changement climatique, la tectonique, l'élévation du niveau de la mer, la déforestation du bassin versant) sont responsables de cette élévation (relative) du niveau de l'eau. Dans le cas des tourbières actives inclinées, par exemple les tourbières hautes et les tourbières minérotrophes de percolation, la végétation croissante et la tourbe « élèvent » le niveau d'eau en obstruant l'écoulement des eaux de pluie et des eaux souterraines, respectivement.
- La formation de tourbe nécessite une gamme étroite de niveaux d'eau. En effet, elle est freinée à la fois par des niveaux d'eau trop bas, qui favorisent l'oxydation de la tourbe, tout comme par des niveaux d'eau trop élevés, qui réduisent la production végétale et augmentent l'érosion hydrique.
- L'humidité du sol doit être quasi permanente, car la tourbe se décompose 10 fois plus vite lorsque la tourbière est drainée qu'elle ne s'accumule lorsque la tourbière est suffisamment humide.
- La tourbe est presque aussi légère que l'eau et donc facilement érodée par l'eau, le gel et l'action du vent, si elle n'est pas protégée par la végétation. La restauration doit donc disperser l'écoulement d'eau sur une grande surface, et non le concentrer, et rétablir la végétation sur les surfaces de tourbe nue.
- La tourbe est un matériau mou, qui nécessite l'utilisation d'engins à faible pression adaptés à ce mode d'intervention et actionnés par des travailleurs expérimentés.
- Les tourbes acides et pauvres en éléments nutritifs se dégradent plus lentement que les tourbes alcalines et riches en éléments nutritifs et, par conséquent, les tourbières acides et pauvres en éléments nutritifs sont souvent plus faciles à restaurer. De même, la tourbe acide et pauvre en éléments nutritifs est souvent plus adaptée à l'exécution de travaux de restauration.



- Dans les climats tropicaux, tous les processus vont plus vite que dans les climats plus froids comme le climat boréal : la dégradation des tourbières, la dégradation des barrages, mais aussi la croissance des plantes.
- Concrètement, la restauration doit commencer par les composantes de l'écosystème ayant le plus fort impact fonctionnel, c'est-à-dire les impacts les plus inertes (figure 4).
- L'eau s'écoule du haut vers le bas. Afin de progresser, les activités de réhumidification (blocage du drainage) doivent partir du point le plus élevé de la tourbière en direction du point le plus bas. La distance entre les barrages doit être réduite au minimum pour permettre une rétention plus efficace de l'eau et pour diminuer la vitesse et la différence de niveau d'eau à chaque barrage/blocage.
- Pour réduire les coûts, les matériaux locaux sont privilégiés (tourbe, bois, mottes, sable). L'utilisation de matériaux extérieurs (bois durs, plastiques, métal) peut toutefois être nécessaire pour construire des dispositifs durables aux performances optimales.
- La pollution atmosphérique peut entraver la restauration, notamment le soufre provenant du secteur industriel et l'azote provenant du trafic, du secteur industriel et de l'élevage. Les problèmes d'émissions atmosphériques ne peuvent être que partiellement réduits par l'élimination des sources proches du site (moins de 1 km) et nécessitent généralement de réduire les émissions sur une zone plus large (30 km et plus) autour du site.
- Au fil du temps, tout barrage se détériore, est détruit (lorsque les barrages empêchent l'accès de la population locale) ou ses matériaux de construction peuvent être volés. Un entretien important et constant n'est pas réaliste. Les systèmes de blocage doivent donc être construits de manière à être intrinsèquement robustes et à rester efficaces dans le temps avec un minimum d'entretien. Pour ce faire, il faut :
 - réduire la pression et le risque d'érosion de chaque barrage en construisant une cascade de barrages avec des différences de niveau d'eau inférieures à 10 - 25 cm ;
 - empêcher l'eau de s'écouler au-dessus d'un barrage ; et
 - combler les canaux (ou les combler partiellement) pour permettre aux canaux de déborder, pour faire monter les niveaux d'eau et pour réduire les escaliers d'eau et la pression sur les barrages.
- Laisser la nature faire son travail : en fin de compte, la nature doit se restaurer elle-même ; l'homme ne peut qu'aider, mais ne peut tout contrôler.
- Dans les sections suivantes, nous présentons les mesures de restauration à prendre, en partant des intensités de dégradation les plus fortes pour aller vers les plus faibles (voir section 3.3.).

6.2. Relief des tourbières et érosion

Lorsque la masse de tourbe est en déséquilibre hydrologique, la restauration peut nécessiter des travaux de construction à grande échelle et, fréquemment, un entretien permanent. C'est notamment le cas lorsque les bordures d'une tourbière ombrotrophe deviennent plus pentues à cause de l'affaissement, l'oxydation, l'érosion ou l'enlèvement de la tourbe, ce qui entraîne un écoulement plus rapide de l'eau⁴²⁰. Dans les zones où l'espacement des fossés ou des canaux est régulier, l'affaissement peut entraîner la formation de mini-dômes (figure 10) et les barrages auront peu d'effet au-delà de leur proximité immédiate, laissant le centre des mini-dômes trop sec³². Il se poursuivra à cet endroit, même après le blocage complet des canaux, jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre soit atteint⁵⁰.

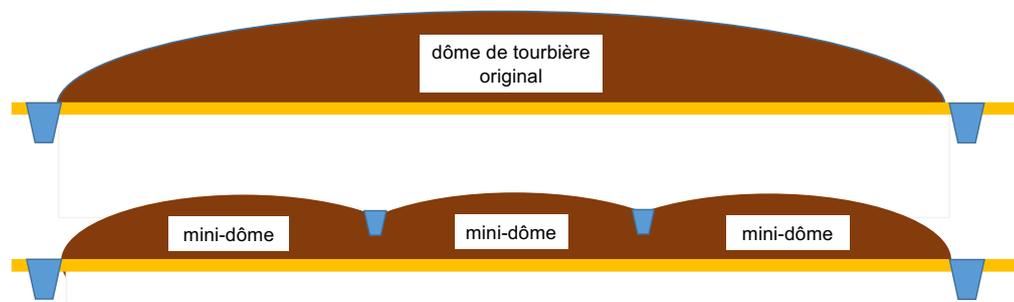


Figure 10 :
Formation de mini-dômes entre des fossés de drainage causée par l'affaissement et l'oxydation.

Il en va de même pour les champs d'extraction de tourbe broyée, qui ont généralement une surface en pente pour permettre un drainage efficace, et doivent être aplatis pour permettre une répartition uniforme de l'eau sur toute la surface.

Les propositions visant à sculpter la surface de la tourbe dans les tourbières ombrotrophes fortement altérées au niveau de l'éminence de la nappe perchée sont fondées sur une mauvaise compréhension de l'hydrologie dynamique des tourbières (voir section 6.3.5).

En cas d'alternance de dépressions et d'élévations résultant de la variation des profondeurs d'extraction de la tourbe, le niveau d'eau après réhumidification doit assurer la réhumidification des sections élevées, ce qui implique d'inonder les dépressions. Ces sites inondés peuvent, dans le temps, se remplir de végétation turfigène (surtout lorsque le niveau de l'eau est élevé lentement), recréant ainsi une seule tourbière active avec une surface lisse⁴². Souvent, cependant, l'eau libre persistera, ce qui nécessitera une intervention spéciale pour stimuler l'établissement de la végétation (voir annexe V). Le relief ne peut être nivelé que si aucune valeur importante et irremplaçable, par exemple des valeurs paléocéologiques et historiques, n'est présente.

Lorsque les tourbières sont gravement érodées et que de profondes ravines se sont formées ou que seules des blocs de tourbe isolée ont été épargnés, la tourbe nue doit être stabilisée et revégétalisée. Des orientations détaillées sur la lutte contre l'érosion et sur la réimplantation de végétation des tourbières ombrotrophes de couverture en érosion sont fournies dans les références^{48, 183} et dans la section 6.4.3.

6.3. Interventions hydrologiques

Lors de la planification d'interventions hydrologiques, les différences de hauteur au sein de la tourbière et l'emplacement des ouvrages de drainage peuvent être identifiés de manière optimale à l'aide d'un modèle altimétrique numérique (MAN) à haute résolution basé sur la détection et télémétrie par ondes lumineuses (LIDAR) ou à l'aide d'images aériennes et satellitaires⁴². La vérification sur le terrain peut permettre de repérer les drains qui ne sont pas facilement visibles par télédétection. Sur le terrain, les directions d'écoulement des fossés peuvent être étudiées pendant les périodes humides. La remontée des eaux souterraines est plus facile à observer pendant les périodes plus sèches et peut être mise en évidence par la présence de pellicules et de précipitations de fer, par des températures de l'eau s'écartant fortement de la température de l'air, par des indicateurs chimiques (par exemple, pH, EC, Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄, Cl)⁴⁹ et par des espèces végétales indicatrices.

De nombreuses tourbières agricoles et sites d'extraction de tourbe ont été drainés par des drains souterrains (drainage-taupe). Pour ne pas compromettre le succès des interventions de réhumidification, les tuyaux de drainage en état de marche doivent être déconnectés en creusant une tranchée à travers le système de drainage et en retirant quelques mètres de tuyaux. Dans certains cas, les drains-taupes seront bien bloqués par la rétention d'eau dans les drains principaux (bouchés). L'emplacement de ces drains peut être déduit d'anciennes cartes de drainage, de l'altération de la végétation ou des indications données par les gestionnaires des terres^{30, 206}.

6.3.1. Blocage et remblayage des fossés et des canaux



Les principaux objectifs du blocage et du remblayage des fossés et des canaux sont : i) faire remonter le niveau des nappes phréatiques, ii) rétablir le ruissellement diffus et superficiel, et iii) réduire la vitesse d'écoulement pour éviter l'érosion¹⁶⁰. Si les drains ne sont pas entretenus, ils ont souvent tendance à s'engorger de tourbe et de végétation affaissées ou à être fermés par les activités des castors (lorsqu'ils sont présents), mais le blocage actif accélère le processus et l'améliore.

- S'agissant du blocage des drains, de bonnes recommandations générales et des orientations pratiques sont disponibles^{7, 50, 62, 88, 114, 147}.
- Il ne faut pas ignorer le fait que la population locale pourrait utiliser les canaux pour la navigation ou le transport. De ce fait, il faut obtenir le consensus de la population locale avant de mettre en place un blocage.
- Dans les cas où l'utilisation des terres voisines risque d'être compromise, la réhumidification doit se faire progressivement, en évitant d'inonder les terres environnantes.

Emplacement et espacement de barrages

Les recommandations concernant l'emplacement des barrages et l'espacement entre eux^{7, 50, 112, 147, 183} sont les suivantes :

- L'approche la plus efficace pour déterminer le nombre et l'emplacement des barrages est d'analyser la topographie de la surface à l'aide de la détection et télémétrie par ondes lumineuses (LIDAR). Il est également possible d'utiliser des techniques de levé traditionnelles ou un système GPS différentiel¹¹².
- La différence entre les niveaux d'eau en amont et en aval du barrage doit généralement être limitée à 20-30 cm pour réduire la pression et augmenter l'efficacité. La conséquence pratique est qu'il est souvent nécessaire de construire une cascade de barrages. Si les distances sont trop importantes (différences de hauteur), la nappe phréatique restera trop basse dans d'importantes parties de la tourbière.

En Indonésie, à Sumatra, une nouvelle méthode de positionnement de barrages des canaux de drainage, combinant un modèle hydrologique et des algorithmes d'optimisation heuristique, a été appliquée à une tourbière drainée de 931 km². Les algorithmes ont systématiquement permis d'obtenir de meilleurs résultats que les approches aléatoires ou celles fondées sur des règles. Avec seulement 10 barrages de canaux de drainage, ils ont obtenu la même quantité de tourbe réhumidifiée que les configurations aléatoires obtenues avec 60 barrages. Au mieux, les algorithmes ont permis de trouver des configurations qui ont réhumidifié sept fois plus de tourbe que les approches aléatoires et fondées sur des règles avec le même nombre de barrages de canaux ; au pire, ils étaient encore trois fois meilleurs que les approches aléatoires¹⁹¹.

Matériaux de construction de barrage et de remplissage

- Dans la mesure du possible, il convient d'utiliser des matériaux locaux afin de réduire au maximum les frais de transport. Un matériau évident est la tourbe, étant donné son origine locale, sa faible perméabilité, son faible poids (comparé au sable, au gravier et au béton), sa disponibilité immédiate et son coût minime.
- La tourbe est moins adaptée i) dans les zones très humides et où la tourbe est molle, ii) dans les zones sèches, où la tourbe se fragmente et s'oxyde facilement, iii) dans les drains à forte pente, où la tourbe s'érode facilement, iv) sur les sites trop sensibles pour y utiliser des machines, et v) dans les drains très larges où les grands volumes de tourbe nécessaires peuvent affecter l'aspect visuel du paysage.
- Compte tenu du nombre de barrages qui peuvent parfois être nécessaires, il est recommandé d'utiliser le bois avec parcimonie pour éviter la déforestation. Les barrages en tourbe compactée sont également nettement moins chers que les barrages en caissons de bois.

- La taille du drain détermine les techniques adoptées et les matériaux utilisés, voir les arbres de décision pour le blocage des fossés^{7, 57, 114}. Toutefois, il existe encore un potentiel considérable d'expérimentation afin d'augmenter l'efficacité des barrages et de réduire les ressources nécessaires.
- D'autres matériaux que la tourbe sont utilisés pour la construction des barrages, notamment les emboîtements en plastique, le Perspex ondulé (poly(méthyl 2-méthylpropénoate)), le contreplaqué, les pierres et les balles de rémanents d'exploitation. Les plaques en plastique sont bien adaptées aux endroits moins accessibles en raison de leur légèreté^{30, 120}. Les structures en béton et en acier sont coûteuses, leur construction est plus longue, elles sont lourdes et ont tendance à s'enfoncer dans la tourbe molle³².
- Les balles de bruyère (ou autres rémanents) réduisent la vitesse d'écoulement, piègent les sédiments et finissent par remplir les drains⁷.
- Pour des constructions plus solides, on peut utiliser de la roche. Toutefois, il faut savoir que les roches sont lourdes et peuvent s'enfoncer dans la tourbe, et que les roches calcaires peuvent modifier les propriétés chimiques de la tourbière. L'argile est extrêmement imperméable, mais elle est aussi généralement basique et contient de nombreux minéraux qui peuvent nuire aux sphaignes¹¹⁴.

Construction de barrage

Les éléments de réflexion généraux relatifs à la construction des barrages^{7, 30, 31, 32, 114, 157, 160, 169, 183, 206} sont les suivants :

- Tous les fossés doivent être bloqués. Il faut également tenir compte des anciens drains obstrués par la végétation qui peuvent encore conserver une fonction de drainage. Les zones basses limitrophes aux drains (chemin, piste) doivent être bloquées si elles risquent de se transformer en voies d'écoulement préférentielles.
- Les barrages de tourbe peuvent être construits à la main, mais même dans les petits fossés, les barrages construits à la machine sont plus rapides à installer.
- Dans la plupart des cas, les barrages de tourbe conviendront s'ils sont bien construits, mais ils peuvent avoir besoin d'un noyau imperméable en plastique, en tôle, en bois ou autre.
- Les ressources ont une incidence importante sur le ou les matériaux choisis. Un petit barrage de tourbe n'est pas très coûteux si la main-d'œuvre est disponible. Les barrages en contreplaqué sont moins coûteux que les barrages en tôle ondulée plastifiée, et tous deux nécessitent des ressources en main-d'œuvre équivalentes. Les grands barrages en plastique sont généralement moins coûteux et plus rapides et faciles à installer que les barrages en planches pleines. Les grands barrages et les barrages en balles de bruyère nécessitent l'utilisation de machines et d'un opérateur expérimenté.

Conception et entretien de barrage

On distingue différents types de barrages selon la taille et la fonction du drain, voir^{7, 50, 63, 112, 114, 147, 183} et la Note d'information Ramsar n° 11⁸⁸ associée sur la restauration des tourbières.

- Si les moyens disponibles sont limités, on peut être tenté de construire moins de barrages avec des différences de hauteur de chute plus importantes. Cependant, plus la différence de hauteur est grande, plus la pression de l'eau est importante et plus les débits d'infiltration à travers ou autour du barrage sont élevés. Les différences de hauteur de chute de plus de 50 cm sont difficiles à entretenir et peuvent entraîner une érosion rapide et la perte de la structure du barrage.
- La durée de vie des barrages dans les climats tropicaux est généralement inférieure à 10 ans, ce qui est trop court pour que la régénération naturelle ou la sédimentation dans le canal en amont prenne le relais. Les barrages doivent donc être remplacés régulièrement. Pour favoriser la régénération de la végétation, il faudra peut-être combiner la construction du barrage avec le remplissage partiel du canal en amont et la plantation d'espèces ligneuses tolérantes à l'eau.
- Les barrages nécessitent une inspection régulière et un programme d'entretien permettant de réagir rapidement pour réparer les dégâts mineurs avant qu'ils ne prennent de l'ampleur.

« Deux des six barrages construits dans le secteur C de l'ancien projet Mega rice se sont effondrés en raison de la fragilité des structures en bois utilisées pour retenir le fort courant d'eau et le débit élevé dans le barrage. De même, un certain nombre de barrages construits dans le secteur A du nord-ouest de l'ancien projet et dans le parc national de Sebangau, dans le Kalimantan-Central, se sont pliés, se sont inclinés et se sont brisés en raison du fort courant, de l'importante profondeur de l'eau et de l'infiltration de l'eau excédentaire, ce qui les a rendus inaptes à retenir et à élever les nappes phréatiques et de surface voisines. Certains barrages construits dans le cadre de l'ancien projet Mega rice ont également été détruits par des exploitants forestiers illégaux, des pêcheurs et des collecteurs de produits forestiers non ligneux, car les barrages étaient perçus comme une entrave à leur accès aux forêts intérieures³². »

Déversoirs et dérivations

Les déversoirs et les dérivations, notamment dans les zones tropicales, illustrent la difficulté de concilier la nécessité de maintenir des nappes phréatiques élevées dans les tourbières, la nécessité inverse de drainer l'excès d'eau et le souhait de garder la zone accessible. La saturation en eau quasi permanente dont ont besoin les tourbières actives a pour conséquence inévitable qu'en période d'excédent d'eau, lors de fortes pluies par exemple, l'eau doit être évacuée de manière efficace mais diffuse pour éviter l'érosion. D'autre part, dans les tourbières drainées, les nappes phréatiques doivent être restaurées pour retrouver leurs conditions naturelles, ce qui implique de supprimer les possibilités de transport que les fossés et les canaux pouvaient offrir aux communautés locales. Il est donc crucial de déterminer où maintenir l'eau dans la zone et où il serait préférable de ne pas le faire³⁴ afin de résoudre les éventuels conflits.

- La participation de la population locale à la planification, à la conception et à la construction des barrages de canaux est importante pour obtenir son soutien, mais elle ne garantit pas que les barrages seront à l'abri de l'intervention humaine. De petits canaux de dérivation pourraient être envisagés pour les barrages situés dans des canaux fréquemment utilisés pour le transport de marchandises ou de personnes. Les planches prévues pour tirer les bateaux sur la partie inférieure d'un barrage ne se sont pas avérées très durables.

Remblayage

Le remblayage (c'est-à-dire le remplissage complet des fossés/canaux) est la méthode la plus efficace pour restaurer le niveau d'eau des tourbières, en particulier dans les tourbières dont la pente est supérieure à 2 %, où la simple construction de barrages ne suffira pas à obtenir une réhumidification globale¹⁴. Le remblayage nécessite une bonne quantité de tourbe ou d'autres matériaux. Les recommandations concernant le remblayage (remplissage ou comblement)^{18, 19, 50, 62, 114, 120, 160, 172, 183} sont les suivantes :

- Une alternative à la tourbe est la sciure de bois. Celle-ci est organique, pauvre en éléments nutritifs, absorbante, facile à transporter, bon marché, disponible localement et résistante.
- Le remplissage avec des balles de fibres déchetées est une bonne option dans les zones sauvages ou les zones dépourvues de tourbe ou de sol minéral, car il est facilement transportable. L'utilisation d'autres matériaux (bentonite ou argile) peut s'avérer nécessaire pour réduire les infiltrations.
- Il faut veiller à colmater les incisions des fossés présentes dans un sol minéral très perméable.
- Le comblement empêche les fossés ou les canaux d'être utilisés comme accès, ce qui peut être bénéfique dans les zones de conservation. L'élevage des poissons dans les sections du canal ne sera toutefois plus possible.

Ravines

Les tourbières en érosion peuvent comprendre de vastes zones de tourbe nue, souvent dans des ravines profondément incisées. Dans les plus grandes zones érodées, des géotextiles ont été utilisés et un réensemencement effectué, dans certains cas avec des herbes à croissance rapide combinées à l'application de chaux et d'engrais. Pour le blocage des ravines, voir^{7, 9, 18, 183}.



- Le blocage des ravines vise principalement à mettre fin à l'érosion, à stabiliser la tourbe et à permettre le dépôt progressif des sédiments et la réimplantation de la végétation du fond de la ravine.

6.3.2. Diguettes et revêtements

Des remblais ou des barrières allongées (« diguettes », « bermes » et « digues »)^{88, 183, 206} peuvent être utilisés pour limiter les pertes d'eau ou retenir les eaux libres :

- Les diguettes de surface construites dans et au-dessus de la tourbe rehaussent le niveau de l'eau dans la tourbe lorsque les pentes de la tourbière sont devenues trop raides (suite à l'extraction de la tourbe, au drainage et/ou à l'affaissement).
- Les diguettes périphériques arrêtent les pertes d'eau latérales grâce au drainage de surface et à l'infiltration souterraine en bordure des vestiges de tourbière isolés (par exemple, à proximité de sites d'extraction de tourbe ou de fossés qui ne peuvent pas être bloqués) et doivent souvent résister à une forte pression d'eau. Il convient de noter que les diguettes périphériques délimitent de manière permanente la tourbière et empêchent donc son expansion future.
- Les diguettes de type parapet sont installées lorsque la capacité de stockage de l'eau de la tourbe est trop faible (en raison de l'extraction, de la dégradation ou du compactage de la tourbe) et que le blocage des fossés ne suffit plus à rétablir un niveau des nappes phréatiques suffisamment élevé et stable²⁰⁶. Des diguettes sont alors mises en place pour élever le niveau de la nappe au-dessus de la surface afin que le stockage de l'eau limite les fluctuations annuelles de la nappe³⁰.
- Les diguettes en balles de bruyère ou de paille ou en rondins de fibres de coco sont utilisées pour réduire l'érosion et l'écoulement de l'eau dans les zones de tourbe nue²⁰.

Des éléments de réflexion sur l'utilisation des diguettes de surface et de type parapet sont présentés par^{30, 88, 143, 157, 183, 188, 195, 206}.

Un revêtement polymère peut être utilisé pour empêcher l'eau souterraine de s'écouler en dehors d'une réserve naturelle, ou l'eau riche en éléments nutritifs provenant des terres environnantes d'y pénétrer. Les revêtements polymères peuvent également être appliqués pour empêcher l'écoulement des eaux souterraines entre des compartiments limitrophes ayant des niveaux d'eau différents. Lorsque la face inférieure se trouve dans une partie moins perméable du profil de la tourbe, de tels revêtements peuvent être très efficaces¹⁹⁵. Si le revêtement colmate complètement l'aquifère sous-jacent, il résout le problème des pertes par infiltration en une seule fois (voir section 6.3.3), mais ceci n'est techniquement et financièrement possible que lorsque l'aquifère sous-jacent est peu profond.

6.3.3. Réduction des infiltrations d'eau

La perte d'eau par infiltration verticale dans un aquifère sous-jacent peut se produire dans les tourbières situées sur des substrats perméables (formations rocheuses poreuses, sables et sols alluviaux) lorsque :



- la hauteur de l'eau souterraine a été abaissée par le drainage agricole mené dans la région, par les prélèvements d'eau souterraine ou par l'exploitation de carrières (lorsque l'assèchement est effectué pour faciliter l'extraction)¹²⁰ ; et
- la résistance à la drainance descendante dans la tourbière a été diminuée par des canaux et des fossés et par l'élimination de couches épaisses de tourbe^{165, 206}.

En puisant dans les sols sableux sous-jacents plus perméables, les fossés de drainage dans la tourbière elle-même peuvent également abaisser la hauteur de l'eau souterraine et influencer le niveau de l'eau sur une zone beaucoup plus large que les fossés qui restent dans la tourbe moins perméable¹⁶⁹.

Les sites où la drainance descendante est concentrée peuvent être bouchés en apportant de la tourbe ou un autre matériau imperméable (argile, bentonite).

Si la drainance descendante est un phénomène diffus en raison d'une résistance hydraulique largement réduite ou de têtes hydrauliques régionales fortement abaissées, l'élévation de la nappe dans un massif tourbeux résiduel nécessitera l'élévation du niveau d'eau dans les terrains environnants (tourbières, terres agricoles²⁰⁶, voir section 6.3.4).

6.3.4. Hydrologie hors site et zones tampons

Dans de nombreux cas, l'amélioration de l'hydrologie locale par le blocage des fossés à l'intérieur de la tourbière est insuffisante pour rétablir les conditions hydrologiques et des mesures supplémentaires doivent être prises en dehors de la tourbière.

L'efficacité des zones tampons pour limiter les pertes d'eau de la zone du projet dépend de la taille de cette zone, de la situation géohydrologique, de la résistance verticale de la tourbe résiduelle (qui dépend principalement de l'épaisseur de la tourbe résiduelle), et de la différence de charge hydraulique entre la zone du projet et la zone environnante¹⁹⁵. L'étendue, la constitution et la nature d'une zone tampon externe peuvent être déterminées au mieux par une modélisation hydrologique tridimensionnelle et non stationnaire¹⁹⁶.

Si le débit des eaux souterraines régionales dans la tourbière doit être restauré, les niveaux des eaux souterraines régionales doivent être augmentés en réduisant le drainage et les prélèvements d'eaux souterraines dans le bassin versant¹⁰³. Des exemples de rétablissement de la végétation et de la flore après la restauration de l'écoulement des eaux souterraines en déplaçant les prélèvements des eaux souterraines sont donnés par^{124, 197}.

6.3.5. Diminution et décapage de la tourbe

L'approche la plus simple de réhumidification des tourbières proposée est peut-être la stratégie de non-intervention, c'est-à-dire de laisser l'affaissement ajuster la forme déséquilibré de la masse de tourbe à la position du niveau d'eau dans le massif de la tourbière.

La supposition que la surface de la tourbe en cours de diminution s'équilibrera à un moment donné au niveau de la zone de saturation permanente dans le cas de vestiges de tourbières hautes où les conditions de l'acrotelme ne prévalent plus, est toutefois discutable. Lorsque la couche supérieure de la tourbe s'est diminuée jusqu'à la position du niveau d'eau précédant la diminution, la position de la nappe phréatique se sera abaissée sous la nouvelle surface de la tourbe en réponse aux périodes de sécheresse : lorsque la surface de la tourbe s'affaisse, la zone de saturation permanente s'abaisse également sous la surface de la tourbe. La conséquence éventuelle d'un scénario de « diminution naturelle » sera la perte de la totalité du dépôt de tourbe ombrotrophe (alimentée par la pluie). De même, l'option consistant à aplanir la tourbe jusqu'au niveau prévu de la nappe phréatique perchée dans un vestige de tourbe est soumise aux mêmes problèmes²⁰⁶.

Pour les tourbières minérotrophes situées dans des dépressions fermées, la diminution de la tourbe peut en effet conduire à un rétablissement des conditions des zones humides. La formation de tourbe sera cependant entravée par l'absence d'un niveau d'eau s'élevant continuellement (voir section 6.1).

6.3.6. Alimentation en eau externe

Une approche alternative aux problèmes de rétention d'eau consiste à irriguer directement les massifs tourbeux avec de l'eau. Cette approche a été expérimentée de manière limitée et devrait être évitée, car elle n'est pas durable. Toutefois, on peut envisager d'augmenter artificiellement l'apport d'eau (« par pompage ») :

- pour fournir un apport initial d'eau afin de « lancer » le système ;
- pour maintenir les zones humides à titre de mesure temporaire avant que des mesures correctives complètes soient prises ; et
- pour préserver les objets archéologiques et les valeurs paléoécologiques²⁰⁶.

Il est clair que si cette approche est adoptée, seule une eau de qualité appropriée doit être utilisée. L'utilisation de l'eau de surface d'une zone agricole environnante ou de l'eau d'une rivière peut entraîner de graves problèmes de qualité de l'eau, tels que la pollution et l'enrichissement en éléments nutritifs¹⁹⁸, qui pourraient être résolus par une épuration biologique ou une purification chimique préalable.

6.3.7. Restauration de l'acrotelme

Le mécanisme le plus important d'autorégulation hydrologique dans les tourbières hautes (c'est-à-dire, aussi bien les tourbières hautes à sphaignes de l'hémisphère Nord et de la Terre de Feu que les forêts marécageuses tropicales bombées de l'Asie du Sud-Est, du bassin du Congo et de l'Amazonie occidentale) est « l'acrotelme », la couche de tourbe et de végétation avec une structure particulière. L'acrotelme est caractérisé par une perméabilité horizontale à l'eau qui diminue rapidement avec la profondeur. Cette forte différenciation implique que lorsque le niveau des nappes phréatiques s'élève, l'eau s'écoule de plus en plus dans les couches à plus forte perméabilité. Par conséquent, l'eau excédentaire s'écoule rapidement mais de manière diffuse, c'est-à-dire sans provoquer d'érosion. En cas d'abaissement des nappes phréatiques, l'écoulement horizontal de l'eau se concentre de plus en plus dans les couches à faible perméabilité. Si le niveau de la nappe s'est suffisamment abaissé, l'évacuation horizontale de l'eau peut même s'arrêter complètement. Dans le même temps, l'acrotelme présente une storativité élevée, ce qui signifie que les pertes d'eau par évapotranspiration n'entraînent qu'une baisse relativement faible du niveau de la nappe.

Dans les tourbières ombrotrophes à sphaignes des zones boréales et tempérées, l'acrotelme est composé de la couche supérieure de biomasse de tourbe lâche et de la tourbe à peine décomposée située immédiatement en dessous. Dans les marais tourbeux tropicaux bombés, l'acrotelme est formé par les arbres qui poussent sur des buttes produites par des racines et par la litière. Des mottes particulièrement grandes (> 40 cm de haut) sont mises en place autour des arbres à racines-contreforts et à racines-échasses, dont les contreforts et les échasses sont des éléments supplémentaires qui restreignent le mouvement de l'eau à travers le sol de la forêt. De cette façon, le ruissellement est retardé et l'eau est stockée dans les dépressions entre les buttes et derrière les contreforts (figure 4)³³.

Pour la restauration des « tourbières ombrotrophes d'acrotelme », il est essentiel que les structures de végétation et de microrelief adéquates se développent à nouveau. Pour les tourbières hautes à sphaignes, cela signifie que la végétation doit être restaurée avec les espèces de sphaignes « adéquates » (seules quelques espèces de sphaignes génèrent un acrotelme efficace). Sur les dômes de tourbe des zones tropicales, il conviendrait de rétablir un couvert forestier avec des essences qui développent des buttes et des racines-contreforts et des racines-échasses³³, voir section 6.4.1).



6.4. Plantes et végétation

Les plantes sont les constituants les plus importants d'une tourbière, car elles fournissent la matière organique qui forme la « tourbe ». Elles sont également un objectif principal de la restauration axée sur la biodiversité. Après le rétablissement des « ingénieurs écologiques » indigènes (les principaux régulateurs et formateurs de tourbe), le reste de la biodiversité peut, au fil du temps, suivre spontanément. La gestion de la restauration doit donc d'abord se concentrer sur ces ingénieurs écologiques.

Le rétablissement de la végétation palustre ou turfigène est, après la restauration de l'hydrologie (réhumidification), le deuxième principe le plus important de la restauration des tourbières. Un couvert végétal accroît l'humidité du sol et de l'air et ralentit la décomposition de la tourbe. Inversement, en l'absence de couvert végétal, la tourbe s'assèche rapidement et devient plus vulnérable aux incendies, surtout en période de sécheresse⁵⁰.

Dans les tourbières, les surfaces nues drainées par l'extraction de la tourbe, l'agriculture arable, les incendies de tourbières et d'autres types d'érosion de la tourbe sont difficiles à revégétaliser, car la tourbe nue est très sensible à l'érosion par le gel, le vent et la pluie et



est souvent instable. En outre, les températures à la surface des tourbières sèches peuvent augmenter très fortement en été (jusqu'à plus de 70 °C en Europe centrale)³⁷. Les vestiges de tourbe exposée ne contiennent généralement pas de réserve de semences pertinente, et en outre, dans le cas de vastes surfaces nues, les zones pouvant fournir des diaspores (graines, fruits ou spores) appropriées peuvent être éloignées¹⁸³.

L'approche de la revégétalisation de ces zones dépend du type de tourbière, de son état de dégradation et des plans à plus grande échelle pour la zone. Si des vestiges de la végétation d'origine perdurent, la réhumidification peut être suffisante pour permettre une régénération naturelle. La réimplantation de la végétation de la tourbe nue sur les pentes peut nécessiter l'application de chaux, d'engrais et de plantes de couverture (par exemple, composée de graminées pour espaces verts) afin de stabiliser rapidement la surface de la tourbe et de créer les conditions nécessaires au rétablissement des espèces végétales indigènes des tourbières¹⁶⁸.

6.4.1. Reboisement des forêts marécageuses tropicales sur tourbière

Le reboisement des forêts marécageuses tropicales sur tourbière est non seulement nécessaire pour fournir un habitat aux espèces typiques et pour rétablir une végétation turfigène (produisant de la tourbe avec le bois de ses racines), mais aussi souvent pour restaurer l'hydrologie des tourbières. Plus précisément, dans les tourbières en forme de dôme alimentées par l'eau de pluie, comme en Asie du Sud-Est, mais aussi en Afrique et en Amérique du Sud, les arbres sont indispensables pour ralentir l'écoulement de l'eau en surface. Cela crée une capacité de stockage en surface pour l'excédent d'eau de la saison humide, permettant au dôme de tourbe de rester humide pendant la saison sèche³³.

Le rétablissement de la forêt est donc nécessaire pour restaurer l'hydrologie et pour mettre fin à la dégradation des tourbières. L'emplacement, la densité et les espèces à planter doivent être compatibles avec les intensités d'écoulement des eaux au niveau local. Dans les zones où le débit est important, les espèces tolérantes aux inondations ou flottantes qui forment une végétation très conductrice sont plus prometteuses. Les zones où le débit est faible sont des sites privilégiés pour la plantation d'arbres formant des contreforts et des monticules afin d'augmenter la rugosité de la surface et le stockage dans les dépressions du sol (petits creux qui stockent l'eau de pluie). Alors que de telles structures forestières naturelles prendront des décennies à se développer, les monticules et les crêtes construits artificiellement peuvent atténuer les effets d'une pente trop raide en réduisant les vitesses de ruissellement dans les zones fortement affaissées. Les monticules facilitent également l'établissement de semis d'arbres dans les zones de grandes fluctuations de la nappe phréatique. Pour assurer le succès de la réhumidification et la restauration, la fermeture des voies de drainage artificielles doit donc être combinée avec le rétablissement d'un couvert forestier³⁴.

Obstacles à la régénération

Lorsque la perturbation des forêts marécageuses tropicales sur tourbière a été si extrême que la plupart des arbres disparaissent, le paysage est alors dominé par des fougères, des laïches et des buissons. Dans ces conditions, l'altération des conditions hydrologiques et les incendies sont susceptibles d'être les principaux « obstacles à la régénération » spontanée des forêts¹⁴⁶. Les autres obstacles sont notamment le manque de sources et d'agents de dispersion de graines, la faible disponibilité des éléments nutritifs du sol, la concurrence entre les semis d'arbres et la végétation non ligneuse, l'intensité lumineuse accrue et les inondations saisonnières^{34, 51, 56, 145}.

Il importe de s'attaquer à ces causes profondes et de décider si le reboisement sera entrepris au moyen de la régénération naturelle assistée, de la replantation ou d'une combinaison des deux. En général, la régénération naturelle est préférable, mais elle peut être lente et inégale (selon les conditions du site), tandis que la replantation (plantation d'enrichissement) peut donner des résultats plus rapides, mais elle est plus coûteuse et, à long terme, elle peut être moins résiliente^{88, 147}. Les espèces utilisées devront être capables de supporter i) l'exposition à la lumière directe du soleil, ii) le dessèchement pendant les mois secs et iii) un certain degré d'inondation pendant la saison humide. De nombreuses espèces de la forêt marécageuse sur tourbière adulte ne conviendront donc pas et le choix des espèces pour la phase initiale de plantation devrait se concentrer sur celles qui ont une large tolérance écologique, telles que les espèces pionnières¹⁴⁷.



Image from Mahyudi et al. 2017.¹²²

Une fois que les espèces pionnières sont bien établies, des espèces turfigènes et ayant une capacité de régulation hydrologique peuvent être plantées ou s'établir à partir de la dispersion naturelle des graines ; en d'autres termes, la restauration doit se faire par étapes. À ce jour, on dispose de peu d'informations sur les espèces à sélectionner en fonction de l'emplacement et des conditions du site, et sur la manière d'améliorer leur établissement et leur croissance. Les espèces bénéfiques (c'est-à-dire celles qui produisent des produits forestiers ligneux ou non ligneux de valeur) doivent être utilisées lorsque les zones de restauration sont situées à proximité de villages ou appartiennent à une communauté particulière^{56, 147}. Des conseils détaillés sur la replantation sont donnés dans les documents^{57, 122, 141, 147, 207}.

« Il y a très peu d'informations disponibles dans les travaux publiés sur ce qui se passe après la plantation, bien que dans de nombreux projets, des activités de plantation sont menées depuis plus de 10 ans. Selon les auteurs, un grand nombre de zones plantées ont été détruites par le feu, les inondations, la sécheresse ou encore par la concurrence des fougères et des laïches. Par conséquent, il n'existe pas encore de données illustrant la manière dont la succession de la restauration forestière pourra évoluer⁵⁶. »

La revégétation nécessite la plantation d'espèces pionnières résistantes et à croissance rapide qui peuvent tolérer les inondations et l'exposition à la sécheresse, en combinaison avec des espèces plus résistantes et écologiquement souhaitables. Ces dernières doivent inclure des espèces fructifères attrayantes pour la faune³². Giesen & van der Meer, 2009⁵¹ fournissent des listes d'espèces de forêts marécageuses sur tourbière adaptées à différentes profondeurs d'inondation. Dans les zones les plus gravement dégradées qui sont inondées une grande partie de l'année, l'accent doit être mis sur les espèces qui peuvent flotter, retarder l'écoulement de l'eau et provoquer le comblement des canaux et des dépressions peu profondes. Wibisono & Dohong, 2017²⁰⁷ fournissent des listes d'espèces adaptées (et leurs moyens de propagation) à différents niveaux de dégradation pour l'Indonésie. Malgré le grand nombre d'espèces d'arbres que les forêts marécageuses tropicales sur tourbière abritent⁵⁵, la plupart des projets de restauration n'ont recours qu'à un petit nombre d'espèces. Il est désormais prioritaire de sélectionner une gamme plus large d'espèces appropriées⁵⁶. Image de Mahyudi et al. 2017¹²².

6.4.2. Élimination des forêts, des arbres et des buissons

Certaines tourbières abritent naturellement un couvert forestier, comme les forêts marécageuses sur tourbière dans les zones tropicales, les aulnaies dans les zones tempérées et les marais d'épicéas et de mélèzes dans les zones boréales. Cependant, dans de nombreux cas, notamment dans les zones boréales et tempérées, la présence d'arbres est due à une plantation directe, ou à l'invasion et à l'expansion des arbres à la suite du drainage de tourbières initialement dépourvues d'arbres ou faiblement boisées. Dans ces circonstances, la restauration des tourbières peut impliquer l'abattage d'arbres⁶. Dans les tourbières, celui-ci apporte plus de lumière à la végétation de la couche inférieure et diminue les pertes d'eau par évapotranspiration et interception³⁰. Thom et al. (2019)¹⁸³ fournissent des orientations très complètes et détaillées sur l'enlèvement des arbres et des buissons. Des indications complémentaires sont fournies par^{3, 5, 30, 169}.

- Pour maîtriser les buissons, il faut établir les causes profondes du problème. Si les arbres se sont établis à la suite d'un abaissement de la nappe, il faut réhumidifier le site. Toute mesure de défrichage doit être intégrée dans un programme complet de gestion du site.

6.4.3. Restauration de la végétation ouverte

De nombreuses tourbières naturelles dans le monde n'abritent pas de forêts. Dans les zones climatiques boréales, tempérées et subtropicales, seul un nombre limité d'essences



peuvent supporter l'humidité permanente et la croissance ascendante continue de la surface de la tourbe, qui sont des caractéristiques des tourbières. Certaines tourbières sont tout simplement trop humides et instables pour abriter un couvert arboré.

Dans cette section, nous abordons la restauration de la végétation des tourbières minérotrophes ouvertes, en commençant par les terres agricoles enrichies en éléments nutritifs. Puis, nous décrivons la restauration de la végétation dominée par les sphaignes.

Réhumidifier les sols agricoles riches en éléments nutritifs

Environ la moitié de la superficie des tourbières dégradées de la planète est composée de tourbières utilisées à des fins agricoles⁸⁹. Celles-ci représentent le plus grand défi de restauration en termes d'étendue et d'efforts nécessaires pour les réhabiliter. Une grande partie des tourbières sont extrêmement riches en éléments nutritifs du fait de la minéralisation de la tourbe, de l'application d'engrais et de fumier, et l'apport d'ammoniac et d'oxydes d'azote en suspension dans l'air provenant du bétail, du trafic et des centrales électriques¹¹³. La réhumidification peut même accroître ce problème d'éléments nutritifs, par exemple en mobilisant du phosphore et de l'azote jusque-là liés (« eutrophisation interne »)^{66, 113, 193}. Après la réhumidification, la forte disponibilité des éléments nutritifs favorise l'établissement d'hélophytes (plantes de zones humides immergées) fortement concurrentes et à croissance rapide, qui absorbent les éléments nutritifs mais les libèrent rapidement après le dépérissement. Sans une gestion plus poussée, il est peu probable que ces tourbières retrouvent des concentrations en éléments nutritifs faibles au cours d'une vie humaine²¹⁶.

Pour réhumidifier et restaurer ces zones, trois options sont envisageables :

- enlever la couche superficielle extrêmement riche en éléments nutritifs avant la réhumidification (« enlèvement de la couche superficielle ») ;
- éliminer les éléments nutritifs par phytoextraction de long terme (cf. paludiculture) ; ou
- accepter des conditions extrêmement riches en éléments nutritifs et de faible biodiversité pendant des décennies ou plus.

L'impact des apports d'éléments nutritifs provenant de l'agriculture intensive limitrophe a souvent besoin d'être contrôlé. Dans les Everglades, en Floride, les apports excessifs de phosphore provenant des zones agricoles septentrionales entravent la restauration écologique. L'abaissement de l'apport de phosphore dans les eaux de surface des tourbières minérotrophes peut nécessiter une purification supplémentaire, par l'élimination des phosphates au moyen de sels de fer ou d'aluminium appliqués à l'alimentation en eau ou in situ, ou par la mise en place de zones humides construites¹¹³.

Enlèvement de la couche superficielle du sol

L'enlèvement de la couche superficielle du sol constitue une méthode radicale pour réduire la disponibilité des éléments nutritifs et des pesticides agricoles. L'élimination d'une couche de tourbe dégradée peut également exposer un substrat plus poreux, contribuer à l'obtention de conditions plus humides et renforcer l'influence des eaux souterraines dans la couche supérieure du sol. En outre, elle supprime la végétation existante, empêchant ainsi le rétablissement rapide d'espèces concurrentes à croissance rapide dans les zones riches en éléments nutritifs^{66, 103, 113, 150}.

Les résultats de l'enlèvement de la couche superficielle dépendent souvent de la profondeur à laquelle elle est enlevée, l'enlèvement profond (>20 cm) donnant de meilleurs résultats que l'enlèvement superficiel. Pour les plantes dépendant de l'eau souterraine, il n'est efficace que si l'infiltration de l'eau souterraine dans la zone racinaire est suffisante¹⁹⁷. L'enlèvement de la couche superficielle n'est généralement appliqué qu'à petite échelle en raison de son coût élevé.

Ensemencement et transplantation

Si les espèces souhaitées ne se rétablissent pas spontanément après la restauration des conditions hydrologiques (voir section 6.3), une réintroduction peut être envisagée (voir

annexe V). Taylor et al.^{179, 180, 181} offrent un aperçu des actions qui accompagnent le processus de repiquage, telles que l'ajout de chaux, d'engrais, d'engrais organique ou de paillis organique, ainsi que de leurs effets.

Rétablir une gestion traditionnelle

De nombreuses tourbières minérotrophes ouvertes d'Europe et d'Asie orientale étaient autrefois débroussaillées et broutées pour obtenir du foin et de la litière et ont souvent été plus ou moins drainées, ce qui a entraîné le tassement de la couche superficielle de tourbe. La fenaison et le pâturage ont limité la formation de lentilles d'eau de pluie, tandis que le prélèvement régulier de biomasse a supprimé la concurrence et empêché l'établissement d'arbres et de buissons¹⁶⁴. Lorsque les tourbières minérotrophes ne sont plus exploitées, la diversité des espèces caractéristiques s'appauvrit, le couvert de bryophytes diminue, certaines graminées prédominent et les arbres et les buissons deviennent envahissants¹¹¹.

Un débroussaillage intensif peut restaurer la végétation initiale^{64, 130}. Toutefois, la destruction de la microtopographie qui en résulte peut entraîner la disparition d'espèces de tourbières minérotrophes rares¹⁰⁹ et accroître l'acidification de la tourbe¹⁹². Ainsi, la restauration doit viser à rétablir les conditions originelles des écosystèmes pour permettre à ces tourbières de redevenir autosuffisantes, et limiter le « fauchage correctif » au strict nécessaire¹¹¹.

Taylor et al.^{179, 180, 181} (www.conservationevidence.com) fournissent des informations détaillées sur les réussites et les échecs de 125 actions (« interventions ») visant à gérer et à restaurer la biodiversité des tourbières (leur flore et leur végétation) à travers le monde (en particulier l'Europe et l'Amérique du Nord) ; cependant, les auteurs n'abordent pas les liens de causalité.

Sphaignes

Les sphaignes sont indiscutablement l'une des plantes les plus remarquables dans le monde pour la formation de tourbe²¹. Elles rencontrent cependant des difficultés considérables pour se réinstaller spontanément au sein des tourbières naturelles¹⁵, drainées¹⁵⁵ et réhumidifiées¹⁸⁸ (annexe V). Thom et al.¹⁸³ fournissent des informations détaillées sur plusieurs méthodes pour inoculer l'espèce *Sphagnum*. Exception faite de la méthode de restauration par transfert du tapis muscinal (Moss Layer Transfer Technique) (annexe V), les approches énumérées ci-dessus en sont encore à leurs débuts, bien que les premiers essais soient prometteurs.

Colonisation en eau libre

Les tourbières présentant une nature légèrement riche en éléments nutritifs pourraient facilement se revégétaliser et accumuler de la tourbe à la suite de fortes inondations¹³⁴. À l'opposé, la recolonisation des eaux libres profondes, riches en humus, acides, pauvres en éléments nutritifs et faiblement productives est entravée par l'action des vagues, et par le manque de lumière et de gaz carbonique au-delà de 30 cm de profondeur dans le cas des sphaignes immergées¹⁹⁵. Les options envisageables face à ce problème sont les suivantes : i) relever graduellement les niveaux d'eau pour permettre aux tussocks de croître avec l'élévation de ceux-ci, ii) encourager la colonisation des plantes en introduisant des rémanents ou de la tourbe légèrement humifiée, iii) réduire l'action des vagues grâce à la compartimentalisation^{84, 186, 187, 206}.

6.4.4. Paludiculture

L'objectif central de la paludiculture est la production de biomasse. Celle-ci devrait être une option de restauration là où les tourbières constituent une partie importante et indispensable des terres productives.

Bien que la paludiculture puisse s'appuyer sur de nombreuses méthodes et expériences traditionnelles, l'échelle et l'intensité requises pour sa mise en œuvre rendent son efficacité encore largement inconnue. Elle nécessite une adaptation et une innovation différenciées

selon les régions tout au long de la chaîne de valeur, notamment l'amélioration des cultures, la culture, la récolte, les technologies de transport et de transformation, la logistique et les marchés. De nombreuses informations pratiques sur la paludiculture sont disponibles dans^{48, 49, 50, 177, 210}, dans divers numéros spéciaux de la revue *Mires and Peat*²⁶, et dans la base de données des plantes paludicoles potentielles (Database of Potential Paludiculture Plants, DPPP)²⁷.

Options en matière de paludiculture en Asie du Sud-Est

Les forêts marécageuses sur tourbière des basses terres d'Asie du Sud-Est abritent 1 376 espèces de plantes supérieures, dont 534 (39 %) ont un usage connu, 222 produisent du bois d'œuvre utile, 221 ont un usage médicinal, 165 sont utilisées pour l'alimentation (fruits, noix, huiles) et 165 se sont vu attribuer d'« autres » usages (latex, carburant, colorants). De nombreuses espèces ont des usages multiples, et 81 espèces de produits forestiers non ligneux ont une « utilisation économique majeure »⁴⁹. Des informations détaillées sur les options de culture et le potentiel économique de la paludiculture sont présentées par^{50, 147}. Les communautés rurales étant essentiellement des communautés agricoles et la paludiculture étant un moyen durable de poursuivre l'activité agricole (bien qu'avec des techniques modifiées et des cultures alternatives), la paludiculture offre probablement le plus grand potentiel pour contribuer au maintien et à la revitalisation des moyens de subsistance locaux tout en permettant de réhumidifier les tourbières^{34, 50}.

6.5. Animaux

Bien que diverses études portent sur le suivi des effets de la restauration des tourbières sur la faune^{17, 29, 72, 139, 205}, peu d'activités de restauration s'intéressent à l'amélioration de l'habitat des animaux. Ces dernières comprennent la gestion des tourbières minérotrophes pour les invertébrés¹²⁴, les effets de la suppression des forêts sur les oiseaux nicheurs au sol dans le Flow Country, en Écosse²¹², et la proposition de reboiser les forêts marécageuses sur tourbière avec des espèces d'arbres dont les fruits et les noix sont appréciés par la faune⁵⁰.

Contrairement aux plantes, le retour des espèces animales dans les zones restaurées dépendra plus fortement de l'hétérogénéité des conditions environnementales qui en résulte, car chaque espèce animale a des exigences différentes, et de nombreuses espèces ont besoin d'une combinaison de conditions (cf. gradients). La capacité de dispersion des espèces ainsi que la proximité des populations sources (dans les tourbières restantes et non endommagées) jouent un rôle important dans la recolonisation²⁹.

Avec une population totale de 11 000 mâles chanteurs, le phragmite aquatique (*Acrocephalus paludicola*) est l'oiseau chanteur terrestre le plus rare d'Europe. Sa population a diminué en raison de la détérioration des tourbières minérotrophes. Depuis 2014, le phragmite aquatique se reproduit dans quatre pays uniquement : Bélarus, Ukraine, Pologne et Lituanie. Les populations très fragmentées ont une diversité génétique réduite, ce qui augmente le risque d'extinction. En 2011, l'espèce s'est éteinte en Hongrie, en 2014 en Allemagne. Tanneberger & Kubacka¹⁷⁴ présentent un aperçu détaillé des stratégies de gestion et de restauration de l'espèce. Parallèlement, un processus de déplacement réussi commence à renforcer la population lituanienne²⁸.



6.6. Micro-organismes

La réponse des communautés microbiennes aux perturbations et à la restauration est loin d'être totalement comprise¹⁵⁹. À la suite d'une perturbation dans une tourbière, on a constaté que des communautés spécifiques étaient remplacées par des espèces plus générales².

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

Après la réhumidification, les espèces non mycorhiziennes ont augmenté et les espèces mycorhiziennes obligatoires ont diminué, mais la proportion d'espèces non mycorhiziennes typiques des tourbières naturelles n'a pas été atteinte¹⁰⁴. Malgré un rétablissement substantiel, les communautés microbiennes des sites réhumidifiés n'étaient similaires à celles des sites non drainés que lorsque la matière organique du sol était supérieure à 70 %, c'est-à-dire lorsque le sol tourbeux n'était pas très dégradé³⁹.

L'inoculation de mycorhizes peut être utile pour réhabiliter les forêts marécageuses tropicales sur tourbière dégradées¹⁸⁹. Les sauvageons (c'est-à-dire les semis sauvages) doivent donc être collectés avec la tourbe entourant la motte de racines, tandis que les semis cultivés peuvent être inoculés au stade de la pépinière³².

6.7. Suivi et gestion adaptative

C'est au cours de la mise en œuvre que l'on pourra identifier les actions efficaces et celles qui sont inopérantes, et ces enseignements devront alors être intégrés aux processus de travail et à la planification à venir. La planification et la conception devraient donc s'intéresser au suivi, à l'évaluation et à la gestion adaptative dans une démarche « d'apprentissage par la pratique »¹⁴⁷. Les éléments de réflexion relatifs au suivi figurent à l'annexe VI.

7. Évaluation

L'observation et la documentation rigoureuses, régulières et systématiques des changements au sein de la zone du projet sont essentielles pour évaluer les aspects suivants :

- les buts de la restauration ont-ils été atteints, et lesquels restent à atteindre ? ;
- les financements ont-ils été utilisés de façon efficace et efficiente ? ; et
- quels points pourraient être améliorés (enseignements tirés pour les projets actuels et à venir) ?

La notion de réussite en matière de restauration des tourbières repose avant tout sur la réalisation des objectifs qui ont été fixés²⁰⁶. Ces objectifs se doivent donc d'être le plus concret possible (voir chapitre 4). Se contenter d'affirmer qu'un site est « restauré » s'oppose à toute évaluation sérieuse. Les éléments devant faire l'objet d'un suivi et la manière dont ils doivent l'être sont précisés à l'annexe VII.



8. Perspectives

8.1. Écueils les plus fréquents de la réhumidification et de la restauration

- Malgré les affirmations contraires, la restauration des tourbières ne peut pas rétablir l'ensemble des valeurs perdues à la suite de leur dégradation ni fournir des alternatives équivalentes.
 - Si la restauration des tourbières peut rapidement rétablir la capacité de séquestration du carbone, au point de dépasser (temporairement) celle des tourbières vierges^{137, 140}, elle ne peut pas, dans un avenir prévisible (siècles ou millénaires), restaurer le stock de carbone perdu par la dégradation antérieure à la restauration.
 - La hauteur de tourbe perdue à cause de la dégradation, en particulier, ne peut pas être récupérée. Dans les tourbières minérotrophes, ces pertes de hauteur signifient non seulement une énorme perte d'eau du bassin contenant la tourbe lui-même, mais aussi du bassin versant souterrain associé, ce qui diminue aussi le stockage de l'eau dans le paysage dans son ensemble¹³⁷.
 - La perte des « archives » paléoécologiques et paléoenvironnementales constitue une autre perte importante et irrémédiable. Si une partie des informations obtenues grâce à ces archives est certainement redondante, chaque perte de tourbe implique une perte d'informations potentielles⁵⁸.
 - De nombreuses tourbières présentent des modelés visibles à différentes échelles, qui traduisent une capacité très évoluée à s'organiser et à s'autoréguler depuis des centaines ou des milliers d'années²³. Ces modelés cohérents ne peuvent pas être remplacés par un remodelage mécanique de la tourbe ou la restauration du couvert végétal.
- Cela signifie que la conservation des tourbières prime sur leur restauration.
- De nombreux programmes de réhumidification et de restauration des tourbières ne donnent lieu en réalité qu'à une réhumidification partielle. On ne reconnaît toujours pas assez que si l'on ne réussit pas à réhumidifier et à rétablir un couvert végétal turfigène, l'affaissement de la tourbe et l'augmentation des émissions de carbone se poursuivront.
- En lien avec ce dernier point, il est fréquent de ne pas comprendre que les tourbières drainées ne peuvent pas perdurer : elles sont soit victimes d'inondations incontrôlées (y compris celles provoquées par la mer dans le cas des tourbières côtières), d'un affaissement continu, ou leur tourbe s'oxyde complètement, laissant un sol minéral qui sera souvent sujet aux sulfates acides ou infertile.
- Les allégations de la « paludiculture » sont souvent associées à tort à des cultures qui ont besoin d'être drainées et qui ne donnent pas de bons résultats sur une tourbe entièrement réhumidifiée. La paludiculture n'est pas définie par la sélection de cultures spécifiques, mais par les conditions dans lesquelles ces cultures sont cultivées et gérées (humidité permanente, sans endommager le sol tourbeux).
- Une reconnaissance insuffisante de la cohérence hydrologique des tourbières peut conduire à appliquer des concepts inexacts à la planification et la gestion hydrologiques. Il est impossible de combiner durablement la conservation ou la restauration avec l'agriculture basée sur le drainage sur une même masse de tourbe cohérente.
- Les coûts de la réimplantation de végétation sont souvent sous-estimés. Elle est souvent beaucoup plus coûteuse que la réhumidification et ne devrait donc être entreprise que si la zone est dépourvue de végétation, s'il faut faire appel à des « ingénieurs écologiques » et si la réhumidification a déjà eu lieu ou a lieu simultanément.
- Si la règle générale est que « les tourbières doivent être humides », la réhumidification n'est pas « toujours et partout bonne pour tout » (cf. annexe III).



8.2. Sensibilisation et renforcement des capacités

Les objectifs de l'Accord de Paris de 2015, qui s'appuie sur la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, et du Programme de développement durable à l'horizon 2030 ne seront vraisemblablement pas atteints s'il n'est pas mis fin à la dégradation des tourbières et si la restauration de celles-ci n'est pas entreprise à hauteur de 50 millions d'hectares dans le monde (voir chapitre 1). Pour parvenir à réhumidifier et à restaurer des tourbières à l'échelle voulue, il est impératif de renforcer la sensibilisation et de développer fortement les capacités techniques et institutionnelles.

Les programmes éducatifs et de sensibilisation²⁹ sont importants non seulement pour informer les jeunes générations, mais aussi pour éclairer et faire évoluer les attitudes des communautés locales, des gestionnaires de sites et des décideurs. Ils peuvent être menés par des établissements d'enseignement et de recherche, des organisations ou des réseaux de la société civile, notamment ceux spécialisés dans les tourbières⁴⁷. Un rôle particulier peut être joué par les Zones humides d'importance internationale de la Convention, qui ont été créées en utilisant la fonction de régulation du climat comme argument additionnel pour leur inscription. Ces sites peuvent illustrer l'importance des tourbières dans la fourniture de services écosystémiques pertinents au niveau local et international et servir d'exemples concrets d'utilisation et de gestion rationnelles⁴⁰.

Ce n'est qu'au travers d'une collaboration et d'un échange de connaissances efficaces entre les scientifiques, les gestionnaires, les entrepreneurs, les praticiens et les responsables des politiques que nous pourrions développer une capacité suffisante pour la restauration et la conservation des tourbières⁴⁸. La plupart des stratégies actuelles d'enseignement et de formation n'offrent pas l'étendue des connaissances interdisciplinaires requises. La formation, le fondement conceptuel et l'inspiration ne seront pas seulement acquis dans les salles de classe et les ateliers, mais aussi par la participation sur le terrain à des actions de restauration^{8, 77}.

8.3. Limites et perspectives de la recherche

D'importantes limites et lacunes existent encore dans le domaine de la restauration des tourbières, en ce qui concerne notamment :

- Les ingénieurs écologiques : pour plusieurs types de tourbières de la planète, les connaissances sont insuffisantes quant au choix des espèces stratégiques visant à relancer la régénération des tourbières.
- L'autorégulation hydrologique : en particulier des forêts marécageuses tropicales sur tourbière, y compris la compréhension de la manière dont les espèces ou les types phénologiques (tels que les racines-échasses, les racines-contreforts ou les racines de surface) et la structure du sol forestier contribuent à la rétention et à la régulation de l'eau, et comment ces fonctions peuvent être restaurées.
- Les espèces turfigènes : alors que la formation de la tourbe est généralement attribuée à des catégories d'espèces dont les macrorestes sont conservés dans la tourbe, des études récentes montrent que le charbon⁴⁵ et les microrestes, y compris ceux de la matière végétale aérienne dont aucun macroreste n'est conservé⁴²⁹, peuvent également contribuer de manière substantielle à la matrice de la tourbe et à la séquestration du carbone. Cette question est liée à celle de la composition chimique de ces espèces (lignine, polyphénols, etc.) et de la résistance à la décomposition de ces composants, qui peuvent jouer des rôles différentiels dans l'accumulation de la tourbe.
- Le retour des fonctions écologiques : quelles sont les fonctions et les services écologiques qui reviennent, dans quelle mesure et quand ?
- Les effets du changement climatique sur les perspectives de restauration : les effets des températures plus élevées, de la modification de la saisonnalité et des conditions météorologiques extrêmes, ainsi que de l'augmentation des incendies de tourbières et de la brume associée.
- L'absence de concepts et de protocoles de suivi communs : un protocole commun pour répertorier les changements en matière de fourniture de services écosystémiques est nécessaire pour permettre une évaluation plus solide du rapport coût-efficacité des projets de restauration.

29 Voir également <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/hbk4-06fr.pdf>.

9. Conclusions

- La Convention sur les zones humides et d'autres cadres d'action promeuvent la restauration des tourbières dégradées. L'objectif visant à réhumidifier 50 millions d'hectares de tourbières drainées pour respecter les engagements pris dans le cadre de l'Accord de Paris impliquera de déployer à plus grande échelle les pratiques de restauration.
- La restauration des tourbières doit prendre en compte les facteurs écologiques, sociaux, économiques et politiques. La participation du public est primordiale, surtout lorsqu'il est probable que des préoccupations importantes surgissent. Si l'action ne porte pas sur l'ensemble des « barrières » sociales et économiques, la restauration sera de courte durée et superficielle.
- Les objectifs de restauration peuvent non seulement inclure la restauration de l'écosystème antérieur complet, mais aussi viser à restaurer certains services écosystémiques. Les objectifs pouvant être contradictoires, ils doivent être formulés concrètement et par ordre de priorité.
- De manière générale, la réhumidification des tourbières drainées est très bénéfique pour le climat. La restauration visant à conserver la nature doit limiter l'intensité et la fréquence des interventions. La demande croissante de biomasse implique que l'utilisation des sols basée sur le drainage pourrait devoir être remplacée par la « paludiculture ».
- Les niveaux d'eau trop bas sont la cause principale de la dégradation des tourbières. Il n'est pas certain que la formation de tourbe finisse par se rétablir spontanément en l'absence d'intervention. Dans la plupart des cas, une intervention active visant à rehausser le niveau de la nappe jusqu'à la surface de la tourbière ou au-dessus de celle-ci est nécessaire.
- Un blocage efficace des ouvrages de drainage implique une planification stratégique, une inspection régulière, un entretien opportun et la promotion du comblement spontané des fossés. Il existe encore un potentiel considérable d'amélioration de l'efficacité des barrages et de réduction des ressources nécessaires.
- Lorsque le blocage des ouvrages de drainage ne garantit pas un niveau élevé et stable des nappes, la nappe doit être rehaussée au-dessus de la surface de la tourbière. La drainance descendante peut être réduite en colmatant les lieux de fuite. Si elle est diffuse, le niveau de l'eau dans les terres environnantes doit être rehaussé.
- Le rétablissement de la végétation peut non seulement protéger la masse de tourbe, contribuer à une nouvelle accumulation de tourbe et permettre d'abriter une importante biodiversité, mais peut également être indispensable à la restauration hydrologique.
- Dans les tourbières hautes, l'acrotelme est le mécanisme d'autorégulation hydrologique le plus important. Dans les tourbières hautes à sphaignes, la présence des « bonnes » espèces de sphaignes doit être rétablie, ce qui pourrait nécessiter l'inoculation de ces espèces. Sur les dômes de tourbe des zones tropicales, il conviendrait de rétablir un couvert forestier avec des arbres qui développent des buttes efficaces (produites par leurs racines en contreforts et en échasses). Cependant, à ce jour, les connaissances sur les espèces à sélectionner et sur la manière d'améliorer leur établissement et leur croissance sont insuffisantes.
- La moitié des tourbières dégradées dans le monde sont utilisées à des fins agricoles et la plupart sont extrêmement riches en éléments nutritifs. Pour ces terres, trois options sont envisageables : i) enlever la couche superficielle, ii) éliminer les éléments nutritifs par phytoextraction ou iii) accepter des tourbières basses extrêmement riches en éléments nutritifs et de faible biodiversité pendant des décennies ou plus.
- Si les espèces souhaitées ne s'établissent pas spontanément, une réintroduction peut être envisagée, par exemple par semis direct, transfert de foin, transplantation de mottes de tourbe, etc.

- Les expériences recueillies lors de la restauration doivent faire l'objet d'une évaluation systématique, et les enseignements tirés doivent être intégrés aux travaux ultérieurs et à la planification future.
- Les lacunes importantes qui existent sont notamment le rôle des « ingénieurs écologiques » et des espèces turfigènes, l'importance de l'autorégulation hydrologique et de la régénération, le retour des fonctions et des services écologiques, les effets du changement climatique sur les perspectives de restauration et l'absence de concepts et de protocoles de suivi communs.
- Pour parvenir à réhumidifier et à restaurer des tourbières à l'échelle voulue, il est impératif de renforcer la sensibilisation et de développer fortement les capacités techniques et institutionnelles.

Références

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., Müller, 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 Malasia. 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/S0303147909002035>
8. Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C. & Cross, A. T. 2020. A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's 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_5jm59g6b561.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
22. Cobb, A. R., Domain, 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_Hrsg
26. Couwenberg, J., Domain, 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., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liaschynskaya, 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/contentpdf/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\(28200204\)29165:3A2%3C199:3A%3AAID-JPLN199%3E3.0.CO%3B2-I](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1522-2624(28200204)29165:3A2%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
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/510/510931/127976191-6_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. Domain, 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. Domain, 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., Görliitz, S., Höper, H., Kantelehardt, 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_Hrsg
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; Hoppell, 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
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., Arnett, 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., Metz, 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
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 Berkab)*. Euroconsult Mott MacDonald Graha CIMB Niaga, Jakarta, pp. 82. 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 MacDonald, 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/
- [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/S0304147915301146/pdf?md5=51bffb30ebb33b38f98c7843a591d1f&pid=1-s2.0-S0304147915301146-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 mire 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
- German version: 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
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., Friberg, T., Garneau, M., Grelle, A., Harder, S., Heliasz, M., Humphreys, E. R., Ikawa, H., Isabelle, P.-E., Iwata, H., Jassa, R., Korhikowski, 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:9783708916834>
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. CO₂ 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 (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
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
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
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
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, I., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Belting, H., Beltman, B., Blüml, V., De Vries, Y., Geiger-Uddod, B., Grootjans, A. P., Hedberg, P., Jäger, H. J., Kerkhof, D., Kollmann, J., Pawlikowski, P., Pleyl, E., Reinink, W., Rydin, H., Schrautzer, J., Sliva, J., Staike, R., Sundberg, S., Timmermann, T., Woielko, 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., Penttilä, 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
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
109. Kotowski, W., Jablonska, E. & Bartoszuk, 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/5EB1CE0975EB553814D1E4F35629E5A4>
111. Kozub, I., 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>
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
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_centerrecherche_pi1\[showUId\]=5985](http://www.gret-perg.ulaval.ca/no_cache/en/pergs-publications/?tx_centerrecherche_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., Tietäväinen, 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., Hergoualc'h, 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., Kazuyuo, 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
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
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
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., Nikolaev, 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
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
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_r1993_t406_s3-73.PDF
145. Page, S., Graham, L., Hosco, A. & Limin, S. 2008. Vegetation restoration on degraded tropical peatlands: Opportunities and barriers. 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. 64–68. https://cordis.europa.eu/docs/results/510/510931/127976191-6_en.pdf
146. Page, S., Hosco, A., Wösten, H., Jauhainen, J., Silvius, M., Rieley, J., Ritzema, H., Tansey, K., Graham, L., Vasander, H. & Limin, S. 2009. Restoration ecology of lowland tropical peatlands in Southeast Asia – current knowledge and future research directions. *Ecosystems* 12: 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
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_centrecherche/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.ac.no_cache/en/pergs-publications/?tx_centrerecherche_pi1\[showUid\]=6192](http://uval.ac.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/julkaisut/show/1733>

159. Ritson, J., Alderson, D., Robinson, C., Burkiitt, 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., Mielton, 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., Rosenstretcher, 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

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/julkaisut/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. Stalko, R., Wojeiko, L. & Pawlaczky, P. (eds.) 2018. A Guidebook on Good Practices of alkaline fen conservation. Klub Przyrodników Publishing House, Włocławek, pp. 170. 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

173. Suryadiputra, I.N.N., Dohong, A., Waspo, 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 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 (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

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

[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

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 2nd 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., Winarwar, 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., Dagal, 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

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

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

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/S092525857414006648/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
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 hoogveenkernen, 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
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
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
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. *Ecology* 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
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/S092525857413004187>
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>

Les opinions et appellations figurant dans la présente publication sont celles de ses auteurs et ne représentent pas les opinions officiellement adoptées par les parties à la Convention sur les zones humides ou son Secrétariat.

La reproduction de ce document en tout ou en partie, sous quelque forme que ce soit, à des fins pédagogiques ou non lucratives est autorisée sans accord préalable des détenteurs des droits d'auteur, à condition que la source soit dûment citée.

Le Secrétariat apprécierait de recevoir une copie de toute publication ou de tout matériel utilisant le présent document comme référence. Sauf mention contraire, ce travail est protégé par une licence Creative Commons Attribution – Pas d'Utilisation Commerciale – Pas de Modification.



Les Rapports techniques Ramsar sont publiés par le Secrétariat de la Convention sur les zones humides en anglais, français et espagnol (les langues officielles de la Convention) sous forme électronique et sont aussi imprimés si nécessaire.

Les Rapports techniques Ramsar peuvent être téléchargés à l'adresse : <https://www.ramsar.org/fr/ressources/rapports-techniques-ramsar>

L'information sur le Groupe d'évaluation scientifique et technique (GEST) peut être consultée à l'adresse : <http://www.ramsar.org/fr/ra-propos/le-groupe-devaluation-scientifique-et-technique>.

Pour d'autres informations sur les Rapports techniques Ramsar ou pour des informations sur les moyens de correspondre avec leurs auteurs, veuillez contacter le Secrétariat de la Convention sur les zones humides à l'adresse : strp@ramsar.org.

Publié par le Secrétariat de la Convention sur les zones humides.

© 2021 Le Secrétariat de la Convention sur les zones humides

La Convention sur les zones humides



La Convention sur les zones humides, est un traité intergouvernemental qui sert de cadre pour l'action nationale et la coopération internationale

en faveur de la conservation et de l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources.

Annexe I : Valeurs, services écosystémiques et objectifs de la restauration

Les objectifs pratiques de la restauration des tourbières sont définis en fonction des actions nécessaires ou souhaitées et de ce qui est réalisable. La restauration peut se donner pour objectifs d'accroître la biodiversité, réduire le risque d'incendie, limiter les émissions de gaz à effet de serre, améliorer l'approvisionnement en eau, renforcer la sécurité alimentaire, enrichir les aménités paysagères et protéger les valeurs dites « d'archives » (informations paléoécologiques), et les réaliser selon des modalités variées. La restauration doit opérer des choix parmi l'ensemble des objectifs à réaliser car ils ne sont pas tous compatibles.

Les objectifs de restauration peuvent être formulés en termes de « services écosystémiques » (à savoir, les avantages que les individus et la société tirent des écosystèmes)¹. Les services écosystémiques comprennent non seulement les biens matériels commercialisables, mais aussi une large gamme de valeurs moins tangibles. Le tableau ci-dessous offre une vue d'ensemble de ces services. Il s'appuie sur la classification internationale commune des services écosystémiques (*Common International Standard for Ecosystem Services, CICES*) élaborée par l'Agence européenne pour l'environnement, la Division de statistique du Secrétariat des Nations Unies et la Banque mondiale dans le but de systématiser le suivi, l'évaluation et l'établissement de rapports relatifs aux services écosystémiques. La classification repose sur trois grandes catégories de services (services d'approvisionnement, services de régulation et services culturels), elles-mêmes divisées en sous-catégories (Bonn *et al.* 2016). Les services écosystémiques relevant de ces trois catégories sont tangibles et profitent donc directement aux individus ; il existe toutefois des services écosystémiques intangibles, dits « de soutien », qui ne peuvent être appréciés ou consommés directement et qui sont de fait exclus (Kahn, 2020). Ces services écosystémiques de soutien comprennent par exemple la production primaire, la production secondaire, la biodiversité, les ressources génétiques et le cycle des éléments nutritifs.

Appréhendé en ces termes, le concept de « services écosystémiques » pourrait donner l'impression de ne s'intéresser qu'aux avantages matériels procurés par les tourbières : nourriture, fourrage, fibres et combustible, protection contre les inondations, dénitrification et régulation du climat mondial. Or, ce concept recouvre un éventail beaucoup plus large de valeurs et englobe l'ensemble des relations pertinentes pour le bien-être humain et l'humanité.

Il arrive de confondre services écosystémiques et biodiversité. Or, la biodiversité n'est pas, en tant que telle, un service écosystémique ; elle est à la base de la production de services écosystémiques. La valeur intrinsèque que certaines personnes attribuent à la biodiversité relève des services écosystémiques culturels. Ces derniers comprennent les valeurs spirituelles, esthétiques ou éducatives. Parmi les autres services écosystémiques étroitement associés à la biodiversité, on retrouve : la nourriture, le matériel génétique, le bois d'œuvre, les biocombustibles, les activités récréatives et l'écotourisme.

1 Dans le contexte des politiques relatives au changement climatique, les services écosystémiques sont également appelés « contributions de la nature aux populations » (Diaz *et al.* 2018, de Groot *et al.* 2018).

Tableau 1 :

Services écosystémiques des tourbières, d'après la classification internationale commune des services écosystémiques (CICES) adaptée au contexte des tourbières (Joosten, 2016).

Section	Division	Groupe	Sous-groupe	Exemples de biens et de services fournis par les tourbières	
				Tourbière (non drainée) séquestrant (potentiellement) du carbone	Tourbe dégradée (drainée ou largement inondée)
Services d'approvisionnement	Produits alimentaires : nourriture et fourrage	Naturel	Géré	Gibier sauvage et volaille, poissons, champignons, sagou, miel	Idem dans le cas des populations à forte densité qui dégradent la tourbe en raison du piétinement, du surpâturage ou de la gestion des incendies
				Soutenu	Viande de renne, de chevreuil et de lagopède
			Fourrage <i>in situ</i>		Foin et fourrage ensilé provenant de sphaignes humides
	Eau douce	Cultivé		Huile végétale produite à partir des espèces <i>Shorea</i> , amidon de sagou	Carottes, tubercules, huile de palme, maïs, etc.
				Eau douce pour usages domestique (eau potable), agricole (irrigation) et industriel (refroidissement)	Eau excédentaire
	Matières premières	Ressources médicinales et culinaires		Plantes et organismes vivants possédant des vertus médicinales (par exemple, <i>Drosera</i> , <i>Menyanthes</i> , <i>Ledum</i>)	Préparations humiques, cataplasmes et bains de tourbe, bactéricides, fongicides et charbon actif fabriqués à base de tourbe
				Arômes	Tourbe pour aromatiser le whisky
		Fibres végétales		Plantes aromatiques pour la fabrication de boissons (par exemple, <i>Menyanthes</i> , <i>Acorus</i> , <i>Hierochloa</i>)	Tourbe utilisée comme matériau de fondation, de construction et d'isolation ; bois extrait des tourbières drainées
				Matériaux de construction	Fibres de linaigrette, chanvre, laine provenant du pacage intensif des moutons
				Vêtements et textiles	Bois d'œuvre provenant des espèces <i>Pinus</i> , <i>Picea</i> , <i>Acacia</i>
		Pulpe pour le papier et la cellulose	Biomasse issue des espèces <i>Phragmites</i> , <i>Phalaris</i> , <i>Papyrus</i> , <i>Typha</i>		

Services de régulation	Régulation des déchets	Régulation des flux	Matières absorbantes, matériaux de filtration et litière	Litière issue de la biomasse	Tourbe utilisée pour la fabrication des litières dans les écuries, des filtres, du charbon actif, des absorbants lors de déversements accidentels d'hydrocarbures et des couches-culottes	
			Substrats et terreaux	Biomasse issue de sphaignes, compost de biomasse	Tourbe utilisée pour la fabrication de substrats horticoles	
			Fertilisants	Enrichissement en nutriments	Compost de biomasse issue de sphaignes	Cendres de tourbe utilisée comme engrais potassique, tourbe minérotrophe utilisée comme engrais azoté
				Amélioration de la structure du sol	Compost de biomasse	Tourbe pour améliorer la structure du sol
			Produits chimiques	Matières premières pour la chimie	Sève raffinée, latex (jelutong)	Cires, colorants et charbon actif issus de la tourbe
				Combustibles fossiles	Gaz de marais (méthane)	Tourbe et combustibles dérivés de la tourbe
			Combustibles	Combustibles issus de la biomasse	Carex, bois	Huile de palme, mais pour la production de biogaz, bois, canne à sucre pour la production d'alcool
				...Pour la fourniture de biomasse	(Voir produits alimentaires, matières premières et combustibles)	(Voir produits alimentaires, matières premières et combustibles) ; étangs à poisson
				...Pour le développement urbain, industriel et d'infrastructures	Espace pour la construction de parcs éoliens et certaines infrastructures de transport	Espace pour l'implantation humaine, les ports, aéroports, complexes industriels, réservoirs hydroélectriques, sites d'enfouissement
			Espace	...Pour la défense et l'isolement	Espace pour les terrains d'entraînement militaire de faible intensité	Espace pour les terrains d'entraînement militaire de haute intensité
Lignes frontalières et lignes de défense sous faible surveillance	Lignes frontalières et de défense sous haute surveillance					
Espace pour la construction de prisons et camps de travail	Drainage et mise en valeur associés des tourbières					
Régulation des déchets	Régulation des flux	Biorémediation	Dénitrification, rétention des nutriments et séquestration dans les plantes et la tourbe	Traitement des eaux usées, dénitrification		
		Dilution et sédimentation	Fourniture d'eau propre pour diluer et éliminer les polluants en aval	-		
			Régulation hydrologique	Atténuation des écoulements et des inondations en aval		

			Régulation du débit de base, protection côtière	Écoulement rapide et augmentation du pouvoir tampon après drainage	
	Régulation du débit massique		Contrôle de l'érosion		
	Climat mondial		Séquestration du carbone dans la tourbe	Idem dans la biomasse et la litière de certaines tourbières boréales boisées (temporairement)	
Régulation de l'environnement physique	Climats local et régional		Refroidissement par évapotranspiration		
	Qualité de l'eau		Rétention des nutriments, dénitrification	Traitement des déchets, dénitrification	
	Conditions du sol		Accumulation de tourbe, formation et conservation du permafrost	Amélioration de la structure du sol à travers la pédogénèse secondaire, conservation du permafrost	
Régulation de l'environnement biotique	Soutien du cycle de la vie et protection des habitats		Pollinisation, dissémination des graines		
	Régulation des maladies et des organismes nuisibles		Contrôle des incendies		
	Protection des ressources génétiques		Contrôle des pathogènes et des espèces envahissantes		
	Appréciation et inspiration esthétiques		Espèces rares et caractéristiques des tourbières actives et des zones humides	Espèces rares de prairies tourbeuses légèrement drainées	
			Aires d'une beauté naturelle exceptionnelle, motifs de tourbière active	Utilisation de la tourbe et des bois fossilisés de tourbière pour la fabrication d'objets artisanaux	
Services culturels	Patrimoine		Thèmes pour les arts et la littérature	Extraction de tourbe et utilisation des terres selon la tradition, sentiment d'appartenance	
	Symboles et mascottes		Tradition, histoire et notions de continuité culturelle, sentiment d'appartenance		
	Réflexion et enrichissement spirituel et religieux		Trophées de chasse, castor canadien et grue japonaise en tant que symboles nationaux		Grands espaces, horizons vastes
			Nature sauvage, naturalité, calme, solitude		
	Loisirs et activités communautaires		Notions de connectivité, intemporalité et naturalité écologiques et évolutives		Sentiment de contrôle exercé sur le paysage
			Lieux et espèces sacrés		
Intellectuel et expérientiel	Loisirs et activités communautaires	Loisirs et activités communautaires		Tranquillité, et paysages propices à l'écotourisme et aux activités de plein air, opportunités pour la chasse, la pêche et l'observation de la faune	

			Services sociaux	Emploi et bénévolat dans les domaines de la recherche et de la conservation des tourbières	Emploi dans l'extraction de tourbe et dans les activités agricoles et forestières reposant sur le drainage des tourbières
Informations et connaissances	Savoir et satisfaction de la curiosité	Indication	Éducation	Archives stratigraphiques (enregistrements paléocologiques, préservation des artefacts archéologiques)	
				Conditions d'habitat extrêmes et adaptations particulières des organismes caractéristiques des tourbières, (références pour) l'auto-organisation et l'autorégulation	Histoire et sociologie de l'utilisation culturelle des terres, comportement des systèmes perturbés
Transformateur	Affirmation de la personnalité			Enregistrements paléocologiques, organismes indicateurs	
				Sujets pour la littérature, les sorties et les présentations à visée éducative	Idem concernant l'extraction de la tourbe, l'agriculture, l'exploitation forestière, la gestion de l'eau et la construction routière
Options et legs	Fourniture continue de services écosystémiques			Acquisition de nouveaux goûts, développement de nouvelles compétences morales et sociales, prise de conscience croissante de la connectivité évolutive et écologique	
				Avantages qui restent à découvrir	Avantages qui restent à découvrir

Références

- 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.

Annexe II : Types de tourbières actives hydrogénétiqes

La classification des tourbières actives hydrogénétiqes est axée sur les processus conduisant à la formation de la tourbe et au développement des tourbières. Une attention particulière est accordée aux interrelations et aux mécanismes de rétroaction entre i) l'écoulement et les fluctuations de l'eau, ii) la végétation et iii) la formation de la tourbe, ainsi qu'au rôle que joue le développement des tourbières dans l'hydrologie du paysage. Le texte qui suit est en grande partie fondé sur Joosten *et al.* 2017, où l'on trouve également de nombreuses références.

Les types de tourbières actives hydrogénétiqes se composent de deux grands groupes : les « tourbières actives horizontales » et les « tourbières actives inclinées (tourbières actives de pente) » (tableau 1).

On trouve les **TOURBIÈRES ACTIVES HORIZONTALES** dans les bassins fermés, où le mouvement horizontal de l'eau est largement entravé par un relief plat et des substrats imperméables, et où la surface de l'eau est donc horizontale. Les fluctuations verticales (saisonnnières ou interannuelles) de la nappe phréatique peuvent être faibles ou très importantes. La formation de tourbe ne se produit que si les périodes d'engorgement du sol par l'eau sont beaucoup plus longues que les périodes sèches, de sorte que la production de matière organique soit plus importante que les pertes oxydatives. Les tourbières actives horizontales n'ont pratiquement aucune influence sur l'écoulement de l'eau dans le paysage ou sur la nappe phréatique du milieu environnant. Leur effet sur l'hydrologie du paysage est simplement qu'elles diminuent le stockage de l'eau dans les bassins en les remplissant de tourbe, ce qui peut entraîner un débit de pointe plus important, proche de la surface, ailleurs dans le paysage.

Les tourbières actives horizontales se subdivisent en :

- « **tourbières actives de comblement** » dans lesquelles la formation de tourbe se produit dans un plan d'eau libre ou à sa surface. Les tourbières actives de comblement se subdivisent en :
 - « **tourbières actives tremblantes** » (*Schwingmoor*) dans lesquelles la tourbe s'accumule en formant des radeaux flottants ; et
 - « **tourbières actives de profondeur** » dans lesquelles la tourbe s'accumule sur le fond du plan d'eau.

La tourbe qui se forme au début du comblement est, en grande partie, faiblement décomposée. Au fur et à mesure du comblement du bassin, les couches de tourbe supérieures, les plus récentes, se décomposent plus fortement en raison des fluctuations croissantes de la nappe. Au terme de ce processus de comblement, lorsque le bassin est complètement rempli, l'accumulation de tourbe s'arrête, sauf si une autre stratégie de formation de la tourbe prend le relais.

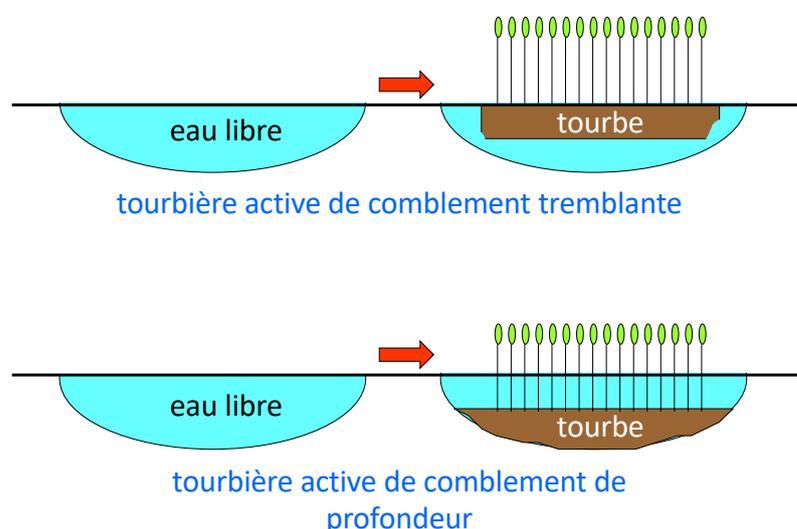


Figure 1.

- « **tourbières actives par élévation de la nappe** », dans lesquelles la formation de la tourbe se produit à la suite de l'élévation de la nappe phréatique (insuffisante pour créer un plan d'eau libre, voir ci-dessus). La hauteur de l'eau (en surface) étant généralement faible et les fluctuations de la nappe phréatique étant habituellement importantes, les dépôts de tourbe fortement décomposés présentent une faible conductivité hydraulique et un faible storativité, mais une capillarité élevée. Les tourbières actives par élévation de la nappe se subdivisent en :
 - les « **tourbières actives par élévation de l'eau souterraine** » en contact avec les eaux souterraines du bassin et alimentées par celles-ci ;
 - les « **tourbières actives par élévation de l'eau arrêtée** » sans contact avec l'eau souterraine, alimentées par l'écoulement hypodermique, et avec un colmatage allogène ; et
 - les « **tourbières actives auto-étanches** » sans contact avec l'eau souterraine, alimentées par l'écoulement hypodermique, et avec un colmatage autogène (« auto-étanches »).

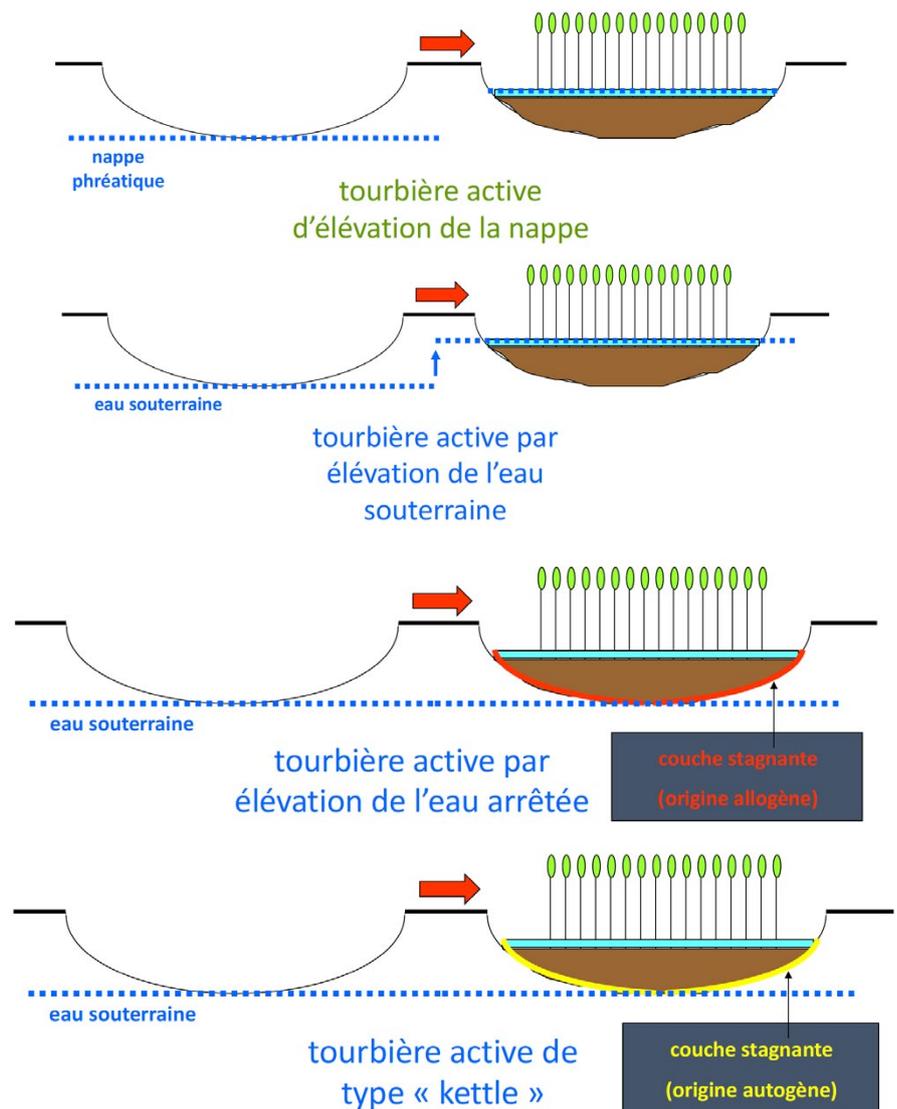


Figure 2.

Une élévation du niveau de la nappe peut se produire à l'échelle régionale (en raison de l'élévation du niveau de la mer, d'un changement du climat ou de l'utilisation des terres, ou de la formation de tourbe dans les vallées de basse altitude). Une élévation relative du niveau de la nappe peut également résulter d'un impact tectonique ou glaciaire isostatique (mouvement terrestre postglaciaire) ou de brèches karstiques.

Dans les dépressions où il n'y a pas d'échange avec l'eau souterraine, la nappe phréatique peut s'élever localement parce que moins d'eau s'infiltré en raison du colmatage du sous-sol par des particules minérales ou organiques (couche durcie, sols podzoliques à horizons B), ou parce qu'une plus faible quantité d'eau est perdue latéralement

(en raison de barrages de castors ou de déversoirs de moulin), ou parce qu'une plus grande quantité d'eau s'écoule dans la dépression (en raison de l'assainissement ou du compactage du sol dans le bassin versant).

Un sous-type particulier de tourbière active par élévation de la nappe est la « tourbière auto-étanche ». Les tourbières auto-étanches forment elles-mêmes une couche stagnante dans le sous-sol minéral auparavant plus perméable, généralement dans un bassin en forme de marmite. L'écoulement de l'eau étant entravé à un niveau de plus en plus élevé, la nappe interne de la tourbière s'élève. Bien que le colmatage se produise sous l'effet de l'eau qui transporte les colloïdes (humus) responsables de l'étanchéité, de la tourbière vers le sous-sol minéral, la stratégie d'accumulation de la tourbe est celle d'une tourbière sans écoulement latéral d'eau important.

- « **tourbières actives par inondation** » qui sont liées à des zones périodiquement inondées. L'excédent d'eau s'écoule généralement rapidement. Les tourbières actives par inondation se subdivisent en :
 - « **tourbières actives par inondation par débordement de cours d'eau** » dans lesquelles les inondations régulières sont causées par des montées d'eau (annuelles ou infra-annuelles) provenant du bassin versant ;
 - « **tourbières actives par inondation par submersion marine** » dans lesquelles les inondations régulières sont causées par les marées lunaires (mangroves et marais salants formant de la tourbe) ; et
 - « **tourbières actives par inondation par submersion d'un lac** » dans lesquelles les inondations régulières sont causées par les dénivellations dues au vent (grands lacs, mer Baltique).

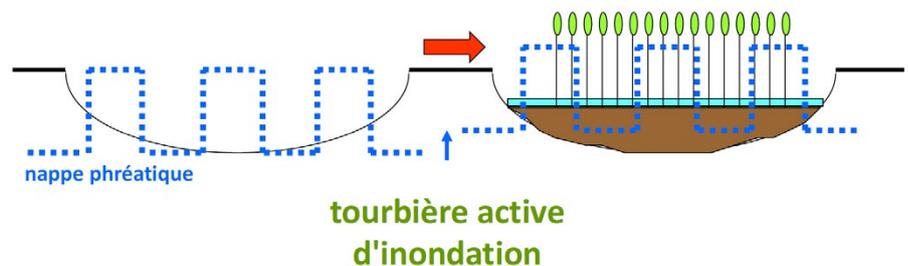


Figure 3.

En général, la tourbe des tourbières actives par inondation est fortement décomposée en raison des fluctuations importantes de la nappe phréatique. Ces tourbières qui présentent une épaisseur de tourbe conséquente ne peuvent apparaître que si les nappes qui y sont liées s'élèvent (élévation du niveau de la mer, élévation du lit du cours d'eau, etc.) De ce fait, elles sont liées aux tourbières actives par élévation de la nappe. La différence est l'action mécanique de l'écoulement latéral périodique de l'eau et la sédimentation associée de matières clastiques allogènes (sable, argile). En règle générale, il n'y a pas d'oscillation de la surface de la tourbière, en raison de la densité apparente élevée de la tourbe. La conductivité hydraulique de la tourbe étant faible, l'écoulement de surface est élevé, bien qu'il soit quelque peu retardé par la végétation. L'incidence sur l'écoulement latéral de ce type de tourbière permet de faire la transition vers les différents types de tourbières inclinées.

Les tourbières actives horizontales sont « passives » : elles se situent sur un plan horizontal dans le paysage, le mouvement de l'eau est largement vertical et elles n'ont aucune influence hydrologique (ou seulement une influence très limitée) sur le bassin versant. Leurs bassins se remplissant progressivement de tourbe, elles réduisent la capacité de stockage de l'eau du paysage au fil du temps.

Les **TOURBIÈRES ACTIVES INCLINÉES (TOURBIÈRES ACTIVES DE PENTE)** sont davantage « actives » : la surface de la tourbière est en pente, et l'écoulement latéral entraîne la perte d'une quantité importante d'eau. La végétation et la tourbe retardent cet écoulement, ce qui fait que la croissance de la végétation et l'accumulation de la tourbe entraînent une élévation absolue de la nappe, dans la tourbière et souvent aussi dans le bassin versant, avec pour conséquence une accumulation continue de la tourbe. Contrairement aux tourbières horizontales, les tourbières inclinées accroissent la rétention d'eau du paysage.

Les tourbières inclinées peuvent, dans une certaine mesure, réguler l'eau disponible. Elles retardent surtout son écoulement, mais elles évacuent aussi efficacement l'excédent d'eau en surface grâce à leur pente. Dans la régulation des apports et sorties d'eau, la relation triangulaire dynamique entre l'eau, la végétation et la tourbe joue un rôle important. Les tourbières actives inclinées (de pente) se subdivisent en :

- « **tourbières actives de percolation** », qui sont liées à des paysages où l'alimentation en eau est importante et répartie de manière très régulière sur l'année. Par conséquent, la nappe de la tourbière est presque constante par rapport à la surface. Les végétaux morts atteignent rapidement la zone d'engorgement permanent et ne sont soumis à une décomposition aérobie rapide que pendant une courte période. Par conséquent, la tourbe se décompose faiblement et reste élastique. En raison de la taille des pores et de la conductivité hydraulique élevée qui en découle, un écoulement d'eau important se produit sur une grande profondeur de la masse de tourbe. Alors que les jeunes tourbières de percolation sont sensibles aux fluctuations de la nappe d'origine externe, l'épaisseur croissante de la tourbe au fil du temps compense de plus en plus les fluctuations de l'alimentation en eau et les pertes d'eau par l'oscillation de la surface de la tourbière. La capacité de la tourbe à osciller rend les conditions de formation de la tourbe en surface de plus en plus stables. Les tourbières actives de percolation se subdivisent en :
 - « tourbières minérotrophes de percolation », alimentées par les eaux souterraines (géogéniques) ; et
 - « tourbières ombrotrophes de percolation », alimentées uniquement par les précipitations (ombrogènes).

Dans la plupart des climats, seuls les grands bassins versants peuvent garantir une alimentation en eau abondante et continue. Par conséquent, les tourbières actives de percolation ne se trouvent normalement que dans les tourbières actives alimentées par les eaux souterraines (tourbières minérotrophes). Toutefois, dans la région de la Colchide (Géorgie), des tourbières actives de percolation ombrogènes dominées par les sphaignes existent dans des conditions de fortes pluies presque « constantes ».

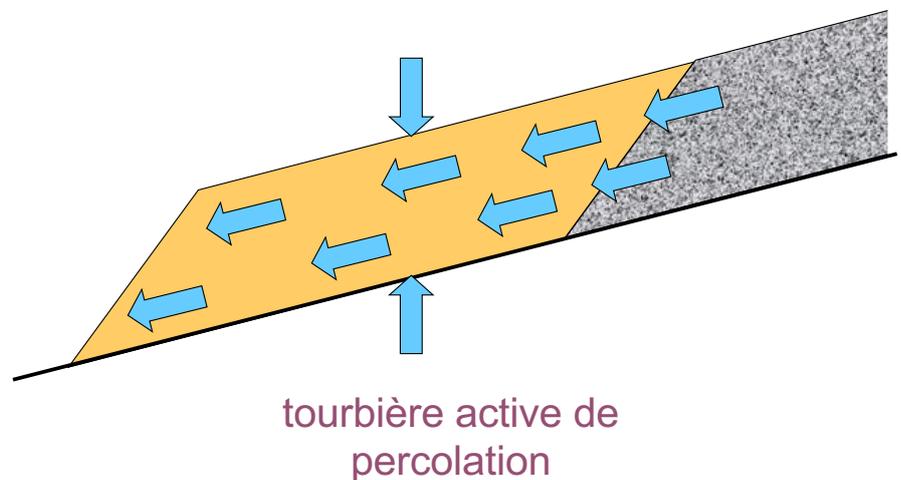


Figure 4.

- « **tourbières actives à écoulement de surface** », dans lesquelles une forte décomposition de la tourbe force l'eau à déborder de la tourbe. Elles ne peuvent perdurer que si les pertes par oxydation sont limitées, c'est-à-dire si la nappe phréatique ne descend que rarement. Elles sont donc limitées aux zones où l'alimentation en eau est presque constante au cours de l'année et/ou où les pertes d'eau sont faibles (notamment en raison de l'évapotranspiration). En raison du faible storativité de la tourbe, tout manque d'eau peut néanmoins entraîner des baisses assez importantes du niveau de la nappe et, par conséquent, une forte décomposition de la tourbe. En raison de leur faible conductivité hydraulique et de leur importante alimentation en eau, on retrouve les tourbières actives à débordement sur de fortes pentes et elles sont elles-mêmes constituées de fortes pentes. Les tourbières actives à écoulement de surface se subdivisent en :
 - « tourbières ombrotrophes de couverture », alimentées uniquement par les eaux de pluie ;

- « tourbières actives de pente de colline », également alimentées par les écoulements de surface ; et
- « tourbières actives de sources », également alimentées par les eaux souterraines.

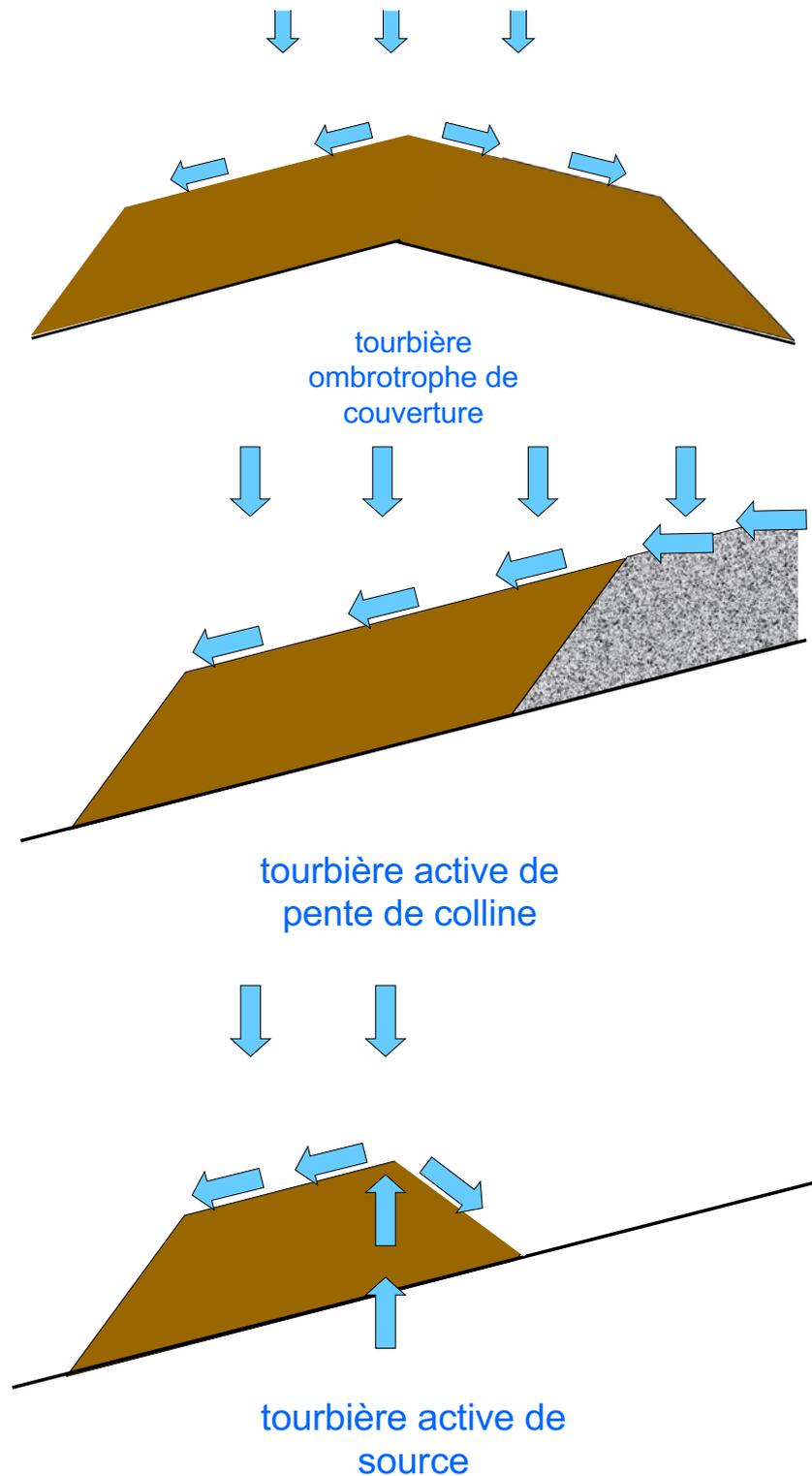


Figure 5.

- « **tourbières actives d'acrotelme** » qui présentent un gradient vertical distinct de conductivité hydraulique dans leur couche de végétation et dans la tourbe proche de la surface, ce qui leur permet de réguler l'écoulement d'eau et de limiter les pertes d'eau. Elles n'existent que dans des écosystèmes ombrotrophes (c'est-à-dire, uniquement alimentés par les eaux de pluie) mais théoriquement, elles pourraient également l'être dans des systèmes alimentés par les eaux souterraines (indiqués par un point d'interrogation dans la figure 6 ci-après).
- Les tourbières actives d'acrotelme à sphaignes (« tourbières hautes ») se caractérisent par une accumulation continue de sphaignes fraîches qui combine un storativité élevé (pores nombreux et larges) avec une faible décomposition de la matière. Cette

décomposition limitée maintient l'effet des fluctuations de la nappe phréatique sur les pores à un niveau relativement faible. Les pertes d'eau par ruissellement et par évapotranspiration ne provoquent que des abaissements limités de la nappe en raison des grands pores et du storativité élevé de la tourbe. Le gradient vertical distinct de l'espace poreux et de la conductivité hydraulique résulte du fait que la tourbe plus profonde et plus ancienne a été plus longtemps soumise à l'oxydation et à la pression. Si le niveau de la nappe s'abaisse en période de pénurie d'eau, seule une petite quantité d'eau peut s'écouler à travers la partie moins perméable de l'acrotelme. De cette façon, les couches de tourbe plus profondes (le « catotelme ») restent continuellement gorgées d'eau, même si l'alimentation en eau varie.

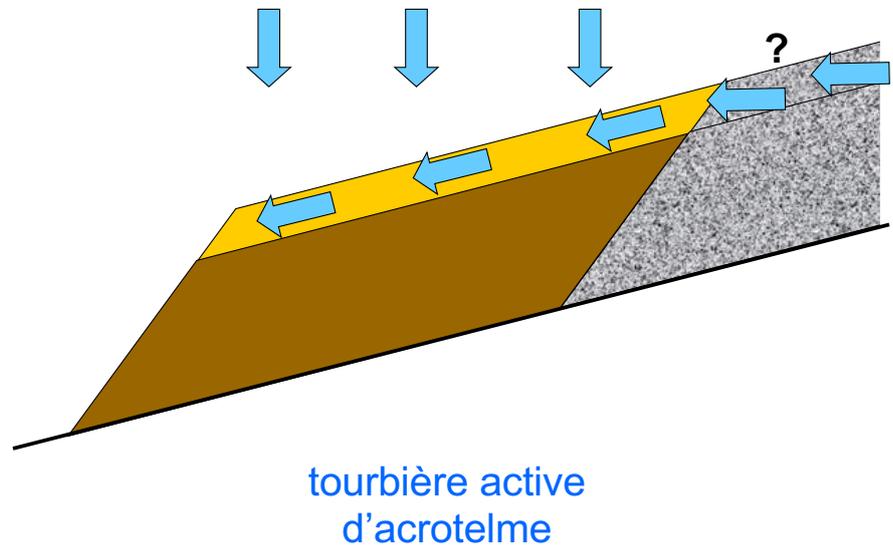


Figure 6.

S'agissant du type le plus important de tourbières actives d'acrotelme, la tourbière haute dominée par les sphaignes, les besoins opposés d'un storativité élevé (pour empêcher de fortes baisses de la nappe par les pertes liées à l'évapotranspiration), d'une part, et d'une faible conductivité hydraulique, de l'autre, ne sont comblés que par une poignée d'espèces de sphaignes, principalement par *Sphagnum austinii*, *S. fuscum*, *S. magellanicum/medium/divinum*, *S. papillosum* et *S. rubellum/capillifolium*. Ces espèces combinent une capacité de décomposition limitée avec des conditions favorables, pauvres en éléments nutritifs et en acides, inhérentes aux conditions ombrotrophes. La distribution étonnamment large du type de tourbière active d'acrotelme à sphaignes montre l'efficacité de cette stratégie.

Les forêts marécageuses tropicales installées sur des dômes de tourbe de l'Asie du Sud-Est (et probablement ailleurs dans les zones tropicales) sont également des tourbières actives d'acrotelme. Ici, la partie la plus basse de la végétation forestière, la litière et la structure de la surface du sol, engendre un gradient de conductivité typique qui maintient l'eau de la saison humide plus longtemps dans la tourbière.

Les types de formation de tourbe hydrogénétique peuvent être combinés avec d'autres variables, notamment avec :

- l'origine de l'eau,
- la qualité de l'eau,
- la végétation.

À titre d'exemple, nous présentons une combinaison avec l'origine de l'eau (tableau 1) :

- ombrogène : provenant uniquement de l'eau de pluie,
- soligène : provenant également des écoulements superficiels,
- lithogène : provenant également des eaux souterraines profondes,
- thalassogène : également issue de l'eau de mer.

Tableau 1 : Types de tourbières actives hydrogénétiques (colonnes) combinés à leurs propriétés hydrologiques et à l'origine de l'eau (lignes), avec des exemples apparaissant en italique. Les cases en gris indiquent des combinaisons qui n'existent probablement pas (Joosten *et al.* 2017).

Régime hydrique / Stratégie de turfigénèse		Tourbières actives horizontales			Tourbières actives inclinées (de pente)			
		Comblement		Élévation de la nappe	Inondation	Écoulement de surface	Acrotelme	Percolation
		Tremblante	De profondeur					
Alimentation en eau		continue	essentiellement continue	faible	périodique	fréquente	fréquente	continue
Pente de la surface de la tourbière active		aucune	aucune	aucune	aucune / faible	faible / forte	faible	faible
Stockage de l'eau interne		important	généralement important	aucun	faible / important	très faible	plutôt important	important
Incidence sur le stockage de l'eau dans le paysage		Diminution du stockage	Diminution du stockage	Diminution du stockage	Diminution du stockage, peut-être une augmentation	Augmentation du stockage	Augmentation du stockage	Augmentation du stockage
Origine de l'eau	Ombrogène <i>Tourbière ombrotrophe</i>	Tourbière active tremblante ombrogène <i>tourbière tremblante dans tourbière ombrotrophe</i>	Tourbière active de profondeur ombrogène <i>Tourbière de comblement dans tourbière ombrotrophe</i>	Tourbière active par élévation de la nappe ombrogène <i>Tourbière par élévation de la nappe dans un système de tourbières ombrotrophes</i>	Tourbière active par inondation ombrogène <i>Tourbière active par inondation dans tourbière ombrotrophe</i>	Tourbière active à écoulement de surface ombrogène <i>Tourbière ombrotrophe de couverture</i>	Tourbière active d'acrotelme ombrogène <i>Tourbière haute typique</i>	Tourbière active par percolation ombrogène <i>Tourbière ombrotrophe de percolation</i>
	Soligène	Tourbière active tremblante soligène <i>Radeaux flottants dans une moorpool</i>	Tourbière active de profondeur soligène <i>Comblement dans une moorpool</i>	Tourbière active par élévation de la nappe soligène <i>Tourbière active auto-étanche (Kesselmoor)</i>	Tourbière active par inondation soligène <i>Tourbière active auto-étanche (Kesselmoor)</i>	Tourbière active à écoulement de surface soligène <i>Tourbière minérotrophe, Hangmoor</i>	Tourbière active d'acrotelme soligène	Tourbière active de percolation soligène <i>Quelques tourbières minérotrophes</i>
	Lithogène	Tourbière active tremblante lithogène <i>Radeaux flottants sur un lac</i>	Tourbière active de profondeur lithogène <i>Tourbière active de comblement dans un lac</i>	Tourbière active par élévation de la nappe lithogène <i>Tourbière active par élévation de l'eau souterraine</i>	Tourbière active par inondation lithogène <i>Tourbière active de plaine d'inondation</i>	Tourbière active à écoulement de surface lithogène <i>Tourbières actives de source pour la plupart</i>	Tourbière active d'acrotelme lithogène	Tourbière active de percolation lithogène <i>Tourbière minérotrophe de percolation typique</i>
	Thalassogène	Tourbière active tremblante thalassogène	Tourbière active de profondeur thalassogène <i>Tourbière active de comblement côtière</i>	Tourbière active par élévation de la nappe thalassogène <i>Tourbière active de transgression marine, mangrove</i>	Tourbière active par inondation thalassogène	Tourbière active à écoulement de surface thalassogène	Tourbière active d'acrotelme thalassogène	Tourbière active de percolation thalassogène

En raison des interactions entre la végétation, l'eau et la tourbe (« auto-organisation »), les tourbières actives développent différents types morphologiques. Elles consistent en un relief caractéristique (profil en coupe, *Grossform*) combiné à des configurations caractéristiques d'éléments de surface microtopographiques (*Kleinform*). Les exemples classiques sont les tourbières ombrotrophes à kermis (une tourbière active d'acrotelme) et les tourbières actives d'aapa (une tourbière active à écoulement de surface).

Dans les tourbières inclinées, la formation de la glace conduit à une différenciation plus forte et à une disposition plus explicite des éléments de microrelief positifs et négatifs (battes et cuvettes, baches et dépressions). Il en résulte le développement de tourbières ombrotrophes « concentriques » et « excentriques » et de « tourbières minérotrophes côtelées » / tourbières actives d'aapa.

Outre les processus internes, les processus externes, tels que l'activité fluviale et le gel, peuvent également jouer un rôle important dans la configuration des macro et micro-structures des tourbières. L'activité du gel peut entraîner des caractéristiques qui existent également dans les sols minéraux mais qui, dans le cas des zones couvertes de tourbe, donnent lieu à des types morphologiques spécifiques de tourbières, tels que les tourbières actives à « paises », à « plateau tourbeux » et « polygonales ».

Références

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, Allemagne: Schweizerbart Science Publishers, 5-64.

Annexe III : Conflits, compromis et synergies

La réhumidification et la restauration des tourbières visent à assurer de multiples fonctions écologiques, sociales et économiques ainsi qu'une série de biens et services écosystémiques en faveur de multiples groupes de parties prenantes. Certains services sont synergiques et se renforcent mutuellement, d'autres sont potentiellement conflictuels (Acreman *et al.* 2011). Cette annexe aborde les principaux conflits et synergies.

Les conflits les plus importants sont les suivants :

- Les maladies transmises par l'eau : la réhumidification peut faire croître l'incidence des vecteurs de maladies d'origine hydrique, tant pour le bétail que pour les humains (Cromie *et al.* 2012).
- Les nuisances au milieu environnant : perte du paysage familier, caves inondées, moucheron piqueurs, moustiques (Becker *et al.* 2010, Verdonschot & Besse-Lototskaya, 2014, Hawkes *et al.* 2020).
- L'eutrophisation interne et externe : la réhumidification avec les eaux de surface peut donner lieu à un apport d'éléments nutritifs et à une mobilisation des phosphates induite par les sulfates (Lamers *et al.* 2002).
- La réhumidification, notamment d'anciennes terres agricoles riches en éléments nutritifs, peut entraîner une mobilisation temporaire de ces derniers (Haapalehto *et al.* 2014, Kotowski *et al.* 2016), en particulier le phosphate, qui peut eutrophiser le site lui-même ainsi que les eaux en aval (Sallantaus 2014, Harpenslager *et al.* 2015, Zak *et al.* 2018). Les risques et les solutions d'atténuation sont examinés dans Zak *et al.* (2010). Le lessivage des éléments nutritifs et des matières en suspension peut être réduit en détournant l'eau des fossés de drainage pour la bloquer sur la tourbière limitrophe (Rehell *et al.* 2014).
- Les émissions de méthane : la réhumidification ne met pas seulement fin aux émissions de CO₂ et de N₂O (Wilson *et al.* 2026), mais réintroduit également la production et l'émission d'un puissant gaz à effet de serre, le méthane (voir section 4.2).
- La destruction des valeurs historiques, archéologiques et paléoécologiques (Joosten, 1987, Similä *et al.* 2014, Waylen *et al.* 2016). Les conflits peuvent être minimisés en établissant un inventaire préalable (cf. Coles 1995, Coles *et al.* 2001, Greiser & Joosten, 2018), en impliquant des spécialistes de la gestion prévisionnelle et du suivi régulier (Thom *et al.* 2019), et en fournissant des informations aux exécutants sur les sites de valeur et la manière dont ils doivent être pris en compte lors des travaux de restauration.
- L'altération des valeurs de conservation des espèces existantes. Les solutions d'atténuation consistent entre autres à minimiser les dommages causés aux vestiges et aux refuges en redistribuant les risques au moyen de la planification dans le temps, en modifiant les techniques de restauration et en créant des habitats alternatifs (et fonctionnels) pour les espèces concernées (Remm *et al.* 2019).
- Le conflit fondamental entre « faire » et « devenir » : la conception annihile la spontanéité - « la création détruit la nature » (voir section 4.3).

Synergies :

- Les maladies : l'abattage de forêts de conifères pour restaurer des tourbières peut entraîner une baisse notable de l'abondance des tiques, avec des conséquences sur la réduction du risque de maladie (Gilbert, 2013).
- Les valeurs liées à l'archéologie et aux « archives » : en général, la protection des valeurs paléontologiques est favorisée par des mesures qui stabilisent la tourbe et réduisent l'érosion, mettent fin à l'enlèvement physique de la tourbe, maintiennent des nappes phréatiques proches de la surface du sol et favorisent la formation active de la tourbe¹ (Bunning *et al.* 2000, 2012, Gearey & Fyfe, 2016).

¹ <https://www.ramsar.org/document/resolution-viii19-guiding-principles-for-taking-into-account-the-cultural-values-of>

La définition des objectifs doit mettre en balance les résultats souhaités et les risques d'échec, notamment si un écosystème « dégradé » contient déjà des éléments de grande valeur. Lorsque l'incertitude est trop grande, il peut être plus sage de conserver les valeurs actuelles, même si la restauration *peut* apporter des avantages plus importants à plus long terme. Joosten & Van Noorden, 1992 présentent un système d'évaluation pour toutes sortes d'éléments naturels et culturels en combinant la diversité spatiale (quelle est la rareté de l'élément au niveau local, national, mondial ?) et le développement temporel (le développement prend-il des années, des siècles ou des millénaires ?). Sur la base de cette évaluation intégrée, ils proposent des lignes directrices visant à trancher entre les éléments réels et les éléments potentiels. Lorsque des éléments réels et potentiels ont la même valeur, les valeurs réelles doivent l'emporter sur les valeurs potentielles (« un tiens vaut mieux que deux tu l'auras »). Si les valeurs potentielles l'emportent sur les valeurs réelles, les choix sur les actions à mener deviennent un coup de poker. Si vous considérez qu'une probabilité de 50 % pour un saut entre deux catégories successives est acceptable (c'est-à-dire de 8 à 7, ou de 5 à 4), vous pourriez sauter d'une valeur de catégorie 8 à une valeur de catégorie 3 avec une probabilité de réalisation de $0,5 \times 0,5 \times 0,5 \times 0,5 \times 0,5 = 0,03$ (3 %).

Références

- 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., Petrii, D., Zgomba, M., Boase, C., Dahl, C., Madon, M. & Kaiser, A. (2010). Mosquitoes and their control, 2nd 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/rtr7-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.
- Joosten, H., 1987. Lange armen, grote neusgaten: De Oospelse 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 Groote Peel: leren waarden. Een oefening in het waarden van natuurelementen ten behoeve van het natuurbehoud. (Valuing the Groote Peel: an exercise in the valuation of natural elements). *Natuurhist. Maandbl.* 81: 203-211.
- 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: 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., Lõhmus, A., Leibak, E., Kohv, M., Salm, J.-O., Lõhmus, 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*, 2nd 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>.

Annexe IV : Participation du public et contribution des parties prenantes

La réussite d'un projet de restauration est souvent tributaire de l'appui et de l'acceptation du public, tout particulièrement de la communauté et des parties prenantes au niveau local. La participation du public est primordiale, surtout lorsqu'il est probable que le projet envisagé rencontre scepticisme et résistance. La Convention d'Aarhus exige que le public puisse se prononcer sur les actions qui pourraient avoir un impact notable sur l'environnement¹.

« Le succès des mesures de restauration au sein des tourbières tropicales repose sur la collaboration des communautés locales. En effet, lorsque les tourbières assurent la subsistance des communautés, ces dernières peuvent être amenées à annihiler des efforts de restauration perçus comme contraires à leurs intérêts. Les communautés pourraient par exemple décider d'exploiter illégalement la forêt, utiliser le feu pour stimuler l'agriculture au sein des forêts dégradées ou détruire les barrages destinés à freiner le drainage des tourbières. Elles doivent pouvoir s'appuyer sur de solides incitations pour ne plus avoir à exploiter la tourbe en vue de générer des revenus et remplacer ces stratégies délétères par des moyens d'existence dont les impacts sur l'écologie et l'hydrologie des tourbières tropicales sont limités » (Jewitt, 2008).

Pour élargir la participation du public, il faut :

- **Informer**, par l'intermédiaire de dépliants, brochures, affiches, autocollants, calendriers, bulletins d'information, expositions sans personnel permanent, publicités, articles dans des journaux d'information publique, commentaires sur les chaînes de radio et de télévision, vidéos/DVD, médias sociaux, visites organisées de site (y compris pour les journalistes) ;
- **Recueillir des avis**, grâce aux employés présents lors d'expositions publiques, médias sociaux, lignes téléphoniques dotées de personnel, sites Internet et blogs régulièrement mis à jour, conférences téléphoniques/en ligne, présentations de projet et réunions publiques ;
- **Favoriser la participation aux processus décisionnels** (consultation), grâce à des ateliers, forums et portes ouvertes (sur le terrain et en ligne, grâce à des tableaux d'affichage, listes d'adresses, forums de discussion) ; et
- **Permettre aux parties prenantes de décider**, en ayant recours à des comités consultatifs, des exercices de « planification pour de vrai » ou des « jurys de citoyens » mobilisant des groupes locaux ou des jurés représentatifs actifs dans la planification du projet, le consentement libre, préalable et éclairé (CLPE)².

En 2017, le projet LESTARI financé par l'Agence des États-Unis pour le développement international (*United States Agency for International Development, USAID*) a soutenu un processus de CLPE dans la province du Kalimantan central en Indonésie, pour construire des barrages de drains dans cinq villages appartenant au secteur C-2 (55 733 hectares) de l'ancien projet *Mega rice*. Ce projet a réuni les pouvoirs publics et les communautés présents à l'échelon local, l'Agence de restauration des tourbières (*Badan Restorasi Gambut, BRG*) et le centre de gestion de l'eau. Parmi les cinq villages concernés, un village a refusé la construction des barrages et les quatre autres ont accepté leur édification avec le financement du BRG. Le processus CLPE a permis de s'assurer que les communautés avaient été bien informées du sujet, avaient pu donner leur avis et avaient librement consenti à la construction, à l'entretien et à la protection des barrages. Les communautés locales ont notamment pu peser sur la conception des barrages et s'assurer que leurs petites embarcations pourraient naviguer à travers le déversoir afin de garantir la pérennité de leurs moyens d'existence.

1 Convention de la CEE-ONU sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement (Convention d'Aarhus) <https://unece.org/DAM/env/pp/documents/cep43f.pdf>.

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

Au total, 178 barrages de drains ont été construits avec succès entre 2017 et 2018. Ces barrages ont permis de réduire le nombre d'incendies dans le secteur C-2 : il y en a eu 944 en 2015 contre 1 en 2018. Ils ont également permis d'accroître la production piscicole, génératrice de retombées économiques positives. La participation des communautés locales a favorisé l'entretien des barrages (alors que dans les régions voisines, privés de la participation des communautés, de nombreux barrages ont périclité). La complexité sociale et économique inhérente à la restauration des tourbières exige la participation des communautés à la construction des barrages de drains ainsi que l'utilisation du CLPE (Parish *et al.* 2019).



Pour encourager la participation, il faut :

- Aller à la rencontre des gens lors de visites de terrain régulières
- Inclure différentes communautés
- Informer grâce à différents médias (médias sociaux, journaux, télévision, radio, internet)
- Disséminer de l'information dans la ou les langue(s) locale(s)
- Recruter des interprètes et des animateurs
- Former le personnel aux questions de sensibilisation aux cultures, d'antiracisme et d'égalité des chances
- Créer une atmosphère communautaire (visites de terrain guidées, journées d'action, expositions et présentations)
- Offrir des rafraîchissements, du thé, des biscuits et des fruits
- Prodiguer des encouragements (par l'intermédiaire de prix ou de cadeaux)

Des recommandations pertinentes sont énumérées dans :

- le Programme de communication, éducation et sensibilisation du public (CESP)³de la Convention,
- la boîte à outils CESP pour la Convention sur la diversité biologique⁴,
- Frogleaps⁵.

Références

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.

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.

3 <https://www.ramsar.org/fr/activite/le-programme-cesp>.

4 <https://www.cbd.int/cepa-toolkit/cepa-toolkit-fr.pdf>

5 www.frog leaps.org

Annexe VII : Notes sur la gestion de la végétation

Ensemencement et transplantation

Une fois les conditions hydrologiques restaurées (*voir* section 6.3), le rétablissement spontané de groupements de tourbières minérotrophes caractéristiques dépend des éléments suivants :

- la durée de drainage de la tourbière minérotrophe (ce qui, avec la qualité de réservoir de semences, conditionnera le degré de dégradation de la couche superficielle de tourbe et l'élimination éventuelle de celle-ci) ;
- les espèces végétales présentes au sein de la zone de réhumidification ; et
- la proximité d'habitats de tourbière minérotrophe vivante abritant les espèces végétales souhaitées.

Le réservoir de semences d'espèces caractéristiques des tourbières minérotrophes est éphémère et ne peut survivre à un drainage prolongé, au labourage et à la destruction des couches supérieures de tourbe. La dissémination des graines des espèces intéressantes est généralement médiocre, de sorte que la colonisation depuis les tourbières minérotrophes est peu probable, sauf si des fragments végétaux et des graines parviennent à flotter jusqu'au site récepteur. Seules les plantes des zones humides pouvant être dispersées efficacement par le vent, les oiseaux de marais et les canards peuvent s'étendre rapidement (Pfadenhauer & Grootjans, 1999, Mälson *et al.* 2008, McBride *et al.* 2011, Hedberg *et al.* 2012, Lamers *et al.* 2015, Klimkowska *et al.* 2019).

Dans l'éventualité où les espèces souhaitées ne s'établissent pas spontanément, on peut alors envisager une réintroduction (Hedberg *et al.* 2012), par exemple grâce à un ensementement direct, le transfert de foin, le repiquage de plants de semis cultivés, la transplantation de mottes de tourbe provenant de tourbières voisines, le repiquage de mottes cultivées ou d'espèces cultivées sur des tapis géotextiles, voire en transportant intégralement une tourbière minérotrophe (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 & Dixon, 2020).

Le transfert de foin est peu coûteux et efficace, tant pour les plantes vasculaires que les bryophytes, et leur permet de s'adapter aux conditions climatiques locales (Pfadenhauer & Grootjans, 1999, Patzelt *et al.* 2001). Le repiquage de mottes s'appuie sur le fait que la multiplication végétative de la plupart des espèces des tourbières minérotrophes s'opère à partir de leurs rhizomes. Les sphaignes des tourbières minérotrophes peuvent très bien se régénérer à partir de fragments (Malson & Rydin, 2007). L'existence d'un tapis végétal dense d'espèces hautement compétitives freine considérablement l'établissement de la plupart des espèces (Van Dijk *et al.* 2007).

Taylor *et al.* (2018) offrent un aperçu des actions qui accompagnent le processus de repiquage, telles que l'ajout de chaux, d'engrais, d'engrais organique ou de paillis organique, ainsi que de leurs effets.

En Europe, l'objectif de nombreux projets de restauration consiste à rétablir des « prairies tourbeuses ». Les prairies tourbeuses sont des écosystèmes de tourbière minérotrophe dépendants des eaux souterraines et légèrement drainés, qui ont généralement perdu leur capacité d'accumuler de la tourbe ; mais qui, en raison d'une exploitation agricole ancienne de faible intensité, ont développé une riche diversité d'espèces caractéristiques des tourbières minérotrophes. Les prairies tourbeuses sont restaurées (i) en rehaussant les niveaux d'eau grâce au comblement des fossés de drainage, (ii) en éliminant l'excès d'éléments nutritifs grâce au fauchage ou à l'élimination des couches superficielles de tourbe, (iii) en réintroduisant des espèces ciblées et (iv) en restaurant une gestion traditionnelle (Klimkowska *et al.* 2014). En Amérique du Nord, la restauration des tourbières ombrotrophes met au contraire l'accent sur l'état naturel des tourbières.

Rétablir une gestion traditionnelle

Autrefois, de nombreuses tourbières minérotrophes naturellement ouvertes d'Europe de l'Ouest et d'Asie orientale étaient débroussaillées et broutées pour obtenir du fourrage et de la litière et ont été, au passage, légèrement drainées. En dépit de leur faible intensité, ces pratiques ont entraîné le tassement de la couche superficielle de tourbe. La fenaison et le pâturage ont limité la formation de lentilles d'eau de pluie, dans la mesure où le passage des hommes et des animaux pressait régulièrement la surface de la tourbière dans la zone tampon des eaux souterraines. Par ailleurs, le prélèvement régulier de biomasse a supprimé la concurrence et empêché l'établissement d'arbres et de buissons associés à des fluctuations plus importantes des niveaux d'eau (Schipper *et al.* 2007). Lorsque les tourbières minérotrophes ne sont plus exploitées, la diversité des espèces caractéristiques s'appauvrit, la couverture de bryophytes diminue, certaines graminées prédominent et les arbres et les buissons deviennent envahissants (Kozub *et al.* 2018).

Un fauchage intensif peut restaurer la végétation initiale (Middleton *et al.* 2006, Hájková *et al.* 2009). Toutefois, la destruction de la microtopographie qui en résulte peut entraîner la disparition d'espèces de tourbières minérotrophes rares (Kotowski *et al.* 2013) et accroître l'acidification de la tourbe (van Diggelen *et al.* 2015). Ainsi, les gestionnaires devraient s'atteler à restaurer les conditions originelles des écosystèmes dégradés (notamment les régimes hydrologiques) pour leur permettre de redevenir autosuffisantes, et limiter le « fauchage correctif » au strict nécessaire (Kozub *et al.* 2018).

Qu'elles soient situées en basse altitude (Middleton *et al.* 2006) ou en zones montagneuses (Maldonado Fonkén, 2014), les tourbières minérotrophes servent de pâturage aux animaux domestiques depuis des millénaires. Cette activité est un marqueur déterminant du développement historique des habitats au sein des tourbières (Thom *et al.* 2019). Au Tibet, le pâturage des yacks a modifié les caractéristiques hydrogénétiques de nombreuses tourbières, les exposant davantage au surpâturage et à l'érosion (Zhang *et al.* 2016). Bien que le pâturage encourage la diversité structurelle, il peut entraîner localement des phénomènes de surpâturage et de sous-pâturage (Middleton *et al.* 2006, McBride *et al.* 2011).

Taylor *et al.* (2018a, b, 2019, www.conservationevidence.com) fournissent des informations détaillées sur les réussites et les échecs de 125 actions (« interventions ») visant à gérer et à restaurer la biodiversité des tourbières (leur flore et leur végétation) à travers le monde (en particulier l'Europe et l'Amérique du Nord) ; cependant, les auteurs n'abordent pas les liens de causalité.

Sphaignes

Les sphaignes sont indiscutablement l'une des plantes les plus remarquables dans le monde pour la formation de tourbe (Clymo & Hayward, 1982). Mais seules quelques variétés de sphaignes de buttes et de banquettes sont en mesure de construire un acrotelme permettant de surélever la surface de la tourbière au-dessus de la zone d'influence de la nappe phréatique et de la transformer en paysage de tourbière haute. Les sphaignes rencontrent cependant des difficultés considérables pour se réinstaller spontanément au sein des tourbières naturelles (Campbell & Corson, 2014), drainées (Price *et al.* 2016) et réhumidifiées (Thomassen *et al.* 2012).

Une étude portant sur 71 tourbières réhumidifiées en Allemagne a montré qu'après 30 ans, seules quelques sphaignes de dépressions (comme *S. cuspidatum* et *S. fallax*) s'étaient réinstallées, tandis que les sphaignes de buttes et de banquettes étaient absentes (Andersen *et al.* 2017).

L'échec ou le retard de la recolonisation pourraient être liés à la rareté des diaspores (comme c'est le cas en Europe de l'Ouest) mais s'expliquent surtout par les propriétés intrinsèques des sphaignes. Leurs larges pores et leur structure souple freinent l'ascension capillaire vers le capitule (la « tête » de la plante), où s'effectue la croissance (Gauthier *et al.* 2018). Pour que le capitule demeure humide, le niveau de l'eau ne doit pas s'abaisser en-dessous de celui-ci. Dans des conditions naturelles, cette situation est préservée par les caractéristiques de l'acrotelme (la couche superficielle de la tourbe), à savoir une perméabilité horizontale limitée associée à une forte capacité de stockage de l'eau (Joosten, 1993) et une transition graduelle entre la tourbe ancienne et la biomasse jeune. Après un drainage prolongé ou l'extraction de tourbe, la faible capacité de stockage hydrique de la tourbe résiduelle entraîne

une élévation rapide des niveaux d'eau en saison sèche (Schouwenaaars, 1993). L'élévation du niveau de l'eau *au-dessus* de la surface de tourbe tassée est alors indispensable à la restauration d'un haut niveau d'eau permanent. Toutefois, cela favorise la croissance de sphaignes de dépressions qui font de la concurrence aux sphaignes de buttes dont la croissance est plus lente (Robroek *et al.* 2009). Plusieurs décennies pourraient s'avérer nécessaires avant que les sphaignes de dépression aient accumulé suffisamment de tourbe pour assécher l'environnement et permettre aux sphaignes de buttes de remporter la compétition (Joosten, 1995, Van Duinen *et al.* 2011, Lindsay & Clough, 2016).

La disponibilité en eau au sein du capitule peut également être améliorée en limitant l'évapotranspiration (en abritant la tourbe de la lumière et du vent grâce à certaines herbacées et certains arbres, ou en couvrant les sphaignes réintroduites avec de la paille, comme cela se pratique au Canada avec la méthode de restauration par transfert du tapis muscinal (*Moss Layer Transfer Technique, MLTT*) (voir ci-après).

Diverses méthodes ont été mises au point pour inoculer l'espèce *Sphagnum*, notamment :

- la collecte et la dissémination de fragments de sphaignes (voir l'encadré sur la méthode de restauration par transfert du tapis muscinal) ;
- la collecte et la plantation des mottes de sphaignes entières ;
- la dissémination de sphaignes cultivées en utilisant des techniques de micropropagation (par exemple, la gélose) ;
- la plantation de sphaignes cultivées en mottes ou en buttes à partir de sphaignes micropropagées.

Thom *et al.* (2019) fournissent des informations détaillées sur ces méthodes. Exception faite de la MLTT, les approches énumérées ci-dessus en sont encore à leurs débuts. La transplantation de volumes importants est généralement plus fructueuse que la dissémination de fragments peu nombreux et de petite taille (Robroek *et al.* 2009).

La MLTT a été mise au point par le Groupe canadien de recherche en écologie des tourbières (GRET) en vue de restaurer les tourbières (tourbières ombrotrophes, tourbières minérotrophes appauvries et tourbières minérotrophes modérément riches), particulièrement après l'extraction de tourbe. Cette méthode s'appuie sur la réintroduction active d'espèces végétales caractéristiques des tourbières, en particulier les sphaignes, conjointement à la réhumidification. Cette méthode a été utilisée dans plus d'une centaine de projets de restauration au Canada, ainsi que dans de nombreux autres pays. Elle permet l'implantation de plus de 80 % des espèces présentes dans le matériel végétal collecté sur la zone de prélèvement et la raréfaction progressive des espèces atypiques à mesure que s'étend le tapis muscinal. Cette méthode pourrait également permettre qu'une tourbière restaurée capte et stocke du carbone dans les 15 ans qui suivent sa restauration (Nugent *et al.* 2018, Hugron *et al.* 2020, Quinty *et al.* 2020). Le premier guide de restauration MTLT a été publié en 1997, suivi d'une seconde édition en 2003 (Quinty & Rochefort, 2003). Le chapitre consacré à la restauration a été révisé en 2019 et en 2020, et réédité sous la forme de plusieurs fascicules consacrés chacun à une thématique : la planification de la restauration, la préparation des sites et la réhumidification, la collecte de matériel végétal et la gestion des sites donneurs, et l'épandage du matériel végétal, du paillis et du fertilisant.

Une fois établis, les coussins de sphaignes participent à une certaine stabilisation des variations d'humidité du sol, surtout lorsqu'ils sont de grandes dimensions (Robroek *et al.* 2009, Hugron *et al.* 2016). La sphaigne constitue une couche indispensable, dans la mesure où elle retient de grandes quantités d'éléments nutritifs et empêche les espèces vasculaires nitrophiles de devenir prédominantes (Tomassen *et al.* 2012, Temmink *et al.* 2017). Une plante de couverture pourrait aider à stabiliser la tourbe et à prévenir l'érosion, et fournirait un abri physique aux sphaignes nouvellement établies (Sliva & Pfadenhauer, 1999, Groeneveld *et al.* 2007, Dinesen & Hahn, 2019).

Le rétablissement d'un léger pâturage sur les tourbières hautes pourrait réduire les buissons et les broussailles et favoriser les sphaignes (Thom *et al.* 2019).

Colonisation en eau libre

Les tourbières présentant une composante méso et légèrement eutrophique pourraient facilement se revégétaliser et accumuler de la tourbe à la suite de fortes inondations (Minke *et al.* 2016). À l'opposé, la recolonisation des eaux libres profondes, riches en humus, acides, oligotrophiques et faiblement productives est entravée par l'action des vagues, et par le manque de lumière et de gaz carbonique au-delà de 30 cm de profondeur dans le cas des sphaignes immergées (Van Duinen *et al.* 2017). Les options envisageables face à ce problème sont les suivantes : i) rehausser graduellement les niveaux d'eau pour permettre aux tussocks de croître avec l'élévation de ceux-ci, ii) encourager la colonisation des plantes en introduisant des rémanents ou de la tourbe légèrement humide, iii) réduire l'action des vagues grâce à la compartimentalisation (Joosten, 1992, Wheeler & Shaw, 1995, Tomassen *et al.* 2003, 2004).

Références

- 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.
- 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>.
- 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. *Ecology*, 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, I., Wilk, M., Aggenbach, C., Bakker, J. P., Beltling, 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., Sliva, J., Stalko, 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., Jablonska, 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, I., 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>.
- 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>
- 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.
- 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., Backeus, 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. & Pfadenhauer, 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.2001.009002127.x>.
- Pedri, 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>.
- 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>.
- 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/beatland-restoration-and-hydrology/69C489F28305A7E57178F02689C06FA7>.
- 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., & Pfadenhauer, 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. & Pfadenhauer, 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.
- 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.
- 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*, 2nd 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, 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.
- 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.orkennis.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.natuorkennis.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/123456789/562/1/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., Foggin, J.M., Wang, S.-Z. & Joosten, H. (2016). Restoration of high altitude peatlands on the Ruergai 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-ruergai-plateau-northeastern-tibetan-plateau-china/A638A70F02822766F25635F572067D9>.

Annexe VI : Suivi et gestion adaptative

La rédaction d'un plan d'action exhaustif guidant la mise en œuvre des plans de restauration est impossible et peu souhaitable. En effet, c'est au cours de la mise en œuvre que l'on pourra identifier les actions efficaces et celles qui sont inopérantes, et ces enseignements devront alors être intégrés aux processus de travail et à la planification à venir. La planification et la conception devraient donc s'intéresser au suivi, à l'évaluation et à la gestion adaptative dans une démarche « d'apprentissage par la pratique » (Parish *et al.* 2019).

De nombreuses parties prenantes s'inquiètent des externalités de la restauration des tourbières et sont enclines à interpréter des phénomènes simultanés ou consécutifs comme des effets causaux de la réhumidification, qu'il s'agisse de l'inondation de caves ou des nuisances causées par les moucheron et les moustiques. Le processus de suivi permet d'exposer sans équivoque les effets réels des mesures de restauration. L'inclusion d'un programme de suivi au cœur du plan de restauration montre aux parties prenantes que leurs inquiétudes sont prises au sérieux.

Les objectifs, les normes de performance et les protocoles de suivi et d'analyse des données devraient être incorporés aux plans de restauration en amont du projet. La stratégie de suivi devrait tenir compte du fait que les objectifs finaux de restauration peuvent connaître des délais de réalisation très longs et difficiles à anticiper (Bonnett *et al.* 2009). L'élaboration d'indicateurs pourrait s'avérer nécessaire afin de définir la trajectoire de développement appropriée de l'écosystème, conformément au but visé. Joosten (1992) propose par exemple de parler de « restauration de tourbières ombrotrophes » réussie, non pas lorsqu'un paysage de tourbières fonctionnant de manière autonome a été recréé (les délais sont extrêmement longs) mais lorsqu'il y a implantation « permanente » d'espèces clés capables de reconstruire un tel paysage dans les conditions climatiques actuelles (Wheeler & Shaw, 1995).

Le suivi effectué tout au long du projet devrait s'intéresser principalement aux paramètres d'entrée et, par conséquent, s'interroger sur la mise en œuvre adéquate des mesures planifiées. Dans le cas de la réhumidification des tourbières et de la gestion adaptative, le suivi s'intéressera donc en premier lieu à la construction et à l'entretien des installations de régulation des eaux, et s'accompagnera des recommandations suivantes (Wheeler & Shaw, 1995, Similä *et al.* 2014) :

- Surveiller l'état de l'ensemble des installations de régulation des eaux.
- Vérifier régulièrement les barrages et les digues, en particulier après les épisodes de fortes pluies. Vérifier également l'existence de canaux d'érosion autour des barrages, et l'affouillement de fossés de drainage engendrés par les gros débordements.
- Réparer tout dégât dès que possible. Dans l'éventualité où les mesures à prendre ne sont pas urgentes, elles pourraient être reportées à un moment plus propice pour accéder aux équipements (par exemple, un été sec).
- En saison sèche, il convient de vérifier l'existence d'éventuels rétrécissements ou fissures au sein des barrages, et d'agir afin de prévenir la tendance naturelle de l'eau à s'y infiltrer.
- La réhumidification progressant, il pourrait s'avérer nécessaire de rehausser périodiquement les barrages et les digues si les tourbières environnantes venaient à se gonfler d'eau.
- L'entretien des digues « internes » est moins important que celui des digues « externes ». La croissance végétale pourrait contribuer à recouvrir la surface de la tourbe, alors que la croissance des ligneux pourrait exacerber les processus d'assèchement et les fissures.
- Il peut s'avérer judicieux de faucher la végétation lorsque les digues doivent servir de voie d'accès.

Il convient autant de s'intéresser aux paramètres d'entrée que de suivre les paramètres de sortie en lien avec les objectifs définis. Les indicateurs concernant les effets climatiques

comprendraient : accumulation/perte de tourbe et flux des gaz à effet de serre, et leurs indicateurs indirects, niveaux d'eau élevés et stables, végétation et absence d'affaissement de la tourbière. Les services écosystémiques et la diversité biologique végétale pourraient constituer de bons indicateurs supplémentaires.

Thom *et al.* (2019) présentent des informations détaillées sur les **méthodes et les techniques** de suivi, notamment :

- Les conditions générales du site (grâce aux évaluations de terrain, photo-satellite, photographie par drone et photographie prise d'un point fixe) ;
- La topographie (grâce au système de correction du dévers, planchettes d'arpenteurs, clisimètres, niveaux de chantier, levés tachéométriques, théodolites, appareils de mesure électronique des distances et système mondial de localisation (*Global Positioning System, GPS*), photogrammétrie aérienne et détection et télémétrie par ondes lumineuses) ;
- L'hydrologie : niveaux d'eau (grâce à l'humidité des sols, piézomètres, limnimètres, capteurs capacitifs, techniques de traçage chimique, enregistreurs de données, télédétection à spectres multiples, utilisation de radars pour mesurer l'humidité du sol dans le cadre de la mission SMAP (*Soil Moisture Active Passive*), modélisation), percolation/écoulement (grâce à l'utilisation de déversoirs triangulaires, de pluviomètres à augets basculeurs et de piézomètres), évapotranspiration (grâce à des lysimètres) et précipitations (pluviomètres enregistreurs) ;
- La chimie : pH, conductivité électrique et potentiel d'oxydoréduction (grâce à des instruments manuels) et divers ions/éléments/substances (grâce à des techniques de laboratoire) ;
- La profondeur de la tourbe (en utilisant le carottage et le géoradar) et les propriétés de la tourbe, y compris : degré de décomposition, texture, contenu en fibres, densité apparente du sol, eau, cendres, matière organique du sol et contenu en carbone ;
- Les changements de niveau de surface (grâce à des plaques et des placettes de suivi du niveau du sol et de la végétation, la détection et télémétrie par ondes lumineuses et photogrammétrie) ;
- L'érosion de la tourbe (grâce à des marqueurs de référence, cartographie des processus d'érosion, imagerie par satellite de haute résolution, détection et télémétrie par ondes lumineuses et modèle altimétrique numérique (MAN) dérivé de photographies aériennes, collecteur de sédiments) ;
- La végétation (grâce aux zones permanentes ou choisies au hasard, à la méthode des points-quadrats alignés, au champ, à la photographie aérienne ou à la cartographie par satellite) ;
- La faune (grâce aux relevés des oiseaux nicheurs, comptages par transect, utilisation de filets japonais, pièges Malaise, pièges à fosse, séparateurs d'eau, pièges lumineux, pièges à aspiration, attractifs aériens, pièges d'émergence et techniques de comptage directes telles que les promenades d'étude, l'utilisation de filets, la recherche manuelle et les quadrats).

Références

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). RSP0 manual on Best Management Practices (BMPs) for management and rehabilitation of peatlands, 2nd Edition. Kuala Lumpur, RSP0, pp. 178. 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 2nd 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.

Annexe VII : Évaluation

L'observation et la documentation rigoureuses, régulières et systématiques des changements au sein de la zone du projet sont essentielles pour évaluer les aspects suivants :

- les buts ont-ils été atteints et lesquels restent à atteindre ? ;
- les financements ont-ils été utilisés de façon efficace et efficiente ? ; et
- quels points pourraient être améliorés (enseignements tirés pour les projets actuels et à venir) ?

La notion de réussite en matière de restauration des tourbières repose avant tout sur la réalisation des objectifs qui ont été fixés (Wheeler & Shaw, 1995). Ces objectifs se doivent donc d'être le plus concret possible (*voir* chapitre 4), et se contenter d'affirmer qu'un site est « restauré » s'oppose à toute évaluation sérieuse.

« La notion de réussite est assez nébuleuse en matière de restauration ; les attentes et les motivations qui sous-tendent les critères cibles varient considérablement, même entre les parties prenantes d'un projet. Les retombées écologiques diffèrent des réussites en matière économique, esthétique, récréative et éducative. L'élaboration de standards d'évaluation doit s'appuyer sur l'existence d'un consensus entre les scientifiques, les bailleurs de fonds et les groupes de citoyens » (González & Rochefort, 2019).

Toutefois, puisqu'une restauration aboutie s'inscrit souvent dans la durée, la formulation de buts intermédiaires est indispensable pour évaluer les progrès et identifier les ajustements nécessaires en matière de gestion. Les conditions hydrologiques sont habituellement les premières à se modifier ; viennent ensuite les changements biologiques, puis la reprise de l'accumulation de la tourbe.

Suivi à long terme

Le « succès » final des efforts pratiques de restauration fait rarement l'objet d'une évaluation systématique. Les écosystèmes dégradés se régénèrent lentement ; or, le financement des coûts de suivi et d'évaluation sur le long terme s'avère délicat, les projets étant d'une part trop limités dans le temps (durée inférieure à cinq ans) et d'autre part trop restrictifs (par exemple, appui à la mise en œuvre mais pas au suivi et à l'évaluation) (Andersen *et al.* 2017, Strobol, 2019). Par conséquent, la majorité des études s'intéressent uniquement au court terme, et celles qui se consacrent au long terme sont rares. Cette situation fait courir le risque de tirer des conclusions prématurées quant à l'efficacité de la restauration (Klimkovska *et al.* 2014, Haapalehto *et al.* 2017). De plus, il n'existe pas de standards généraux pour effectuer des suivis sur le long terme (Andersen *et al.* 2017, Artz *et al.* 2018). Dans ce contexte, la télédétection gagnerait à se développer pour suivre les projets de restauration à grande échelle ; il s'agit en effet d'une méthode à la fois rentable et presque instantanée (*cf.* Sirin *et al.* 2020).

Quels indicateurs suivre ?

La réussite d'un projet de restauration repose en définitive sur la réalisation des objectifs fixés. Le processus de restauration étant susceptible de s'inscrire dans la durée, il est essentiel de définir des buts intermédiaires qui permettront d'évaluer les progrès et d'ajuster les actions de gestion (Wheeler & Shaw, 1995).

Le suivi des niveaux d'eau et la vérification régulière des installations de régulation des eaux permettent de répondre aux questions suivantes :

- Les niveaux d'eau sont-ils systématiquement plus hauts qu'auparavant ?
- Les niveaux d'eau se sont-ils stabilisés et a-t-on réussi à en réduire suffisamment les fluctuations ?
- Les niveaux d'eau se maintiennent-ils aux niveaux requis ?

Prenez note que l'évaluation doit être réalisée en tenant compte des conditions climatiques prédominantes actuelles.

La **végétation** constitue souvent à la fois un outil opérationnel (tel que l'établissement d'« ingénieurs écologiques »), une méthode de suivi (bio-indication) et un objectif de la restauration (conservation de la biodiversité). La sélection des espèces dans l'optique des actions de suivi pourrait s'intéresser à tous ces aspects.

La bio-indication peut être très utile pour évaluer les réponses des activités de restauration à court terme, et pour rendre compte de la pertinence de ces activités en vue des objectifs finaux. À cet égard, notons qu'il est plus facile d'éradiquer les espèces indésirables que de rétablir les espèces ciblées (Haapalehto *et al.* 2017), de sorte que « l'absence » d'espèces constitue également une observation importante.

Suivre de grands assemblages d'espèces s'avère complexe et coûteux ; aussi, seuls de petits assemblages d'espèces devront être retenus. Ces derniers comprennent :

- des ingénieurs écologiques (espèces façonnant le fonctionnement stratégique de l'écosystème, à l'exemple des sphaignes au sein des habitats de tourbières ombrotrophes) ;
- des espèces sentinelles (espèces témoignant de la qualité de certaines composantes d'un habitat, notamment le régime hydrologique et la qualité de l'eau, l'apport d'éléments nutritifs et les perturbations, et qui peuvent mettre en évidence certains moteurs de changement) (Strobl, 2019) ;
- des espèces caractéristiques (espèces typiques systématiquement présentes dans un habitat, y compris des espèces phares remplissant le rôle d'ambassadeur, d'icône ou de symbole de l'habitat en question) ;

des espèces dominantes (espèces les plus nombreuses au sein d'un habitat).

La **croissance de la tourbe** est plus complexe à évaluer. En effet, lorsque la rétention hydrique augmente au sein d'une tourbière auparavant drainée, il peut se produire un « gonflement » physique de la masse tourbeuse qui conduit à rehausser la surface de la tourbe.

Ce phénomène ne doit pas être interprété comme un signe de reprise de l'accumulation de tourbe, car il s'agit d'un processus subtil qui connaît d'importantes variations annuelles. En l'absence d'études sur les flux de carbone à long terme (Nugent *et al.* 2018) ou d'analyses et de datations paléoécologiques à grande échelle (Joosten 1995, Mrotzek *et al.* 2020), il s'avère délicat de déterminer si une tourbière accumule de la tourbe. Les indicateurs qui renseignent sur la formation de tourbe sont les suivants : la prévalence de plantes dont les restes sont également présents dans les couches les plus superficielles de la tourbe, un milieu gorgé d'eau de façon presque permanente (Joosten *et al.* 2017) et des indicateurs se rapportant directement à la végétation grâce à l'élaboration spécifique de types de végétation (Couwenberg *et al.* 2011).

Par le passé, les écologistes spécialisés dans la restauration ont privilégié les conditions abiotiques et la végétation, au détriment de la faune (exception faite des oiseaux), comme principaux objectifs et critères de suivi, l'hypothèse étant que la faune se régénérerait spontanément dès lors que la qualité de l'habitat et la structure de la végétation seraient restaurées. De plus, les plantes vasculaires sont plus faciles à évaluer, affichent une moindre variation saisonnière et s'établissent dans la durée.

Toutefois, il a été démontré que les communautés d'insectes ne se régénèrent pas dans les mêmes proportions que les communautés végétales. Les animaux jouent un rôle essentiel dans le rétablissement d'un écosystème : en tant que décomposeurs, herbivores et prédateurs, ils exercent une influence notable sur la diversité végétale et le fonctionnement des écosystèmes (Strobl, 2019).

La *Society for Ecological Restoration* (SER 2004) énumère neuf caractéristiques propres à un processus de restauration écologique achevé. Gann *et al.* (2019) s'appuient sur un système d'« étoiles » pour résumer les résultats d'un processus de restauration. Bonnett *et al.* (2009) présentent une étude détaillée des techniques permettant de suivre la réussite de la restauration des tourbières. De nombreuses informations à ce sujet sont disponibles dans

L'ouvrage de McBride *et al.* (2011). (2011). Le Manuel Ramsar 13 Inventaire, évaluation et suivi constitue également une source d'informations utile¹.

La formation des écosystèmes des tourbières s'échelonne généralement sur des milliers d'années. Or, pour les projets de restauration des tourbières, la question du temps est souvent perçue comme un luxe, face à des organismes de financement qui exigent des preuves rapides de réussite et d'optimisation des ressources au vu des cycles de financement relativement courts.

Cette situation illustre une différence majeure entre la gestion des forêts et celle des tourbières : dans le cas de plantations forestières, les organismes de financement sont généralement sensibles au fait que la croissance des ligneux s'échelonne sur des décennies. Curieusement, la restauration des tourbières ne jouit pas de la même reconnaissance, alors que ces écosystèmes affichent une durée de vie bien supérieure à celle des forêts.

Certains processus au sein des tourbières réagissent de façon étonnamment rapide et cadrent tout à fait avec la brièveté des financements ; toutefois, la plupart des processus sont lents et requièrent plus de temps pour s'établir et se stabiliser. Il s'agit d'une règle fondamentale de la gestion et de l'évaluation de la restauration des tourbières, qui doit être reconnue par tous : décideurs politiques, chercheurs universitaires et intervenants sur le terrain. (Modifié d'après Lindsay *et al.* 2016).

Références

- 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.climateexchange.org.uk/media/3141/peatland-restoration-methods-a-comparative-analysis.pdf>.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, 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.
- 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.
- 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%2020211%20-%20Fen%20Management%20Handbook.pdf>
- 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>
- 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 Technischen 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/hbk4-13fr.pdf>.