

# Suivi de la restauration écologique des tourbières ombrotrophes : le point de vue microbiologique

Roxane Andersen

## Introduction

La restauration écologique peut être définie comme l'ensemble des procédés visant à amener et à maintenir l'état de santé d'un écosystème perturbé à un niveau fonctionnel (Higgs, 1997). Elle représente une solution idéale pour plusieurs écosystèmes ayant subi des dommages majeurs, par exemple dans le cas des tourbières exploitées pour la production de substrat horticole. Le drainage intensif et l'aspiration d'une importante épaisseur de tourbe perturbent de façon irréversible les sites exploités. Ces sites, une fois laissés à eux-mêmes, ne sont pas recolonisés spontanément par les sphaignes, qui sont les espèces végétales clés des tourbières ombrotrophes naturelles (Rocheffort *et al.*, 2000). Pour cette raison, depuis quelques années diverses expériences de restauration ont été entreprises sur des tourbières où l'exploitation a cessé, dans plusieurs régions du Québec et du Nouveau-Brunswick. La technique utilisée implique notamment la préparation et l'égalisation du site à restaurer, l'épandage de matériel végétal, la protection des fragments de végétaux par un paillis, le blocage des canaux de drainage et une fertilisation au phosphore (Rocheffort *et al.*, 2003).

## Le suivi de la restauration : une étape cruciale

Une fois la restauration terminée, il reste encore une étape primordiale pour l'évaluation du succès : le suivi (Hobb et Harris, 2001; Erhenfeld, 2001). Ainsi, sur les sites restaurés, des relevés de végétation, des bilans hydrologiques et des mesures de flux de carbone ont été réalisés annuellement afin de vérifier que la restauration remplissait bien les buts fixés à court terme, soit le retour d'un couvert végétal dominé par les sphaignes ainsi que le rétablissement d'un régime hydrologique adéquat. Dans une perspective à plus long terme, la restauration des tourbières vise l'établissement d'un milieu avec une productivité adéquate, l'accumulation de nouvelle matière organique, le rétablissement du cycle des éléments nutritifs tel qu'il se déroule en conditions naturelles, la survie des espèces typiques assurant la biodiversité florale et faunique de l'écosystème et la résistance aux espèces invasives (Wheeler et Shaw, 1995; Rocheffort, 2001; Gorham et Rocheffort, 2003). Afin de s'assurer que ces objectifs sont également atteints, il est nécessaire d'effectuer un suivi capable de relier les éléments structuraux et fonctionnels de l'écosystème et d'intégrer une dimension plus dynamique à la mesure du succès (Chapin *et al.*, 1992; Harris, 2003).

La caractérisation des communautés microbiennes du sol (taille, composition et structure, activités de la communauté) a déjà démontré un potentiel indéniable pour mesurer l'évolution temporelle et le retour des fonctions essentielles de différents écosystèmes naturels, perturbés ou restaurés autres que les tourbières ombrotrophes (ex. : Bentham *et al.*, 1992; Ohtonen *et al.*, 1999; Yin *et al.*, 2000; Ruzek *et al.*, 2001; Harris, 2003). Considérant que les micro-organismes des tourbières jouent un rôle central dans le recyclage des éléments nutritifs comme l'azote et le phosphore, ainsi que dans la minéralisation de la matière organique en CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>, il semble donc approprié de s'interroger sur le potentiel d'utilisation de ces critères microbiologiques pour l'évaluation du succès à long terme de la restauration.

L'objectif du travail de recherche présenté ici était de déterminer l'effet de la restauration sur l'activité potentielle des micro-organismes quant à la transformation de l'azote et du carbone. Dans un premier temps, il s'agissait de tester si les conditions nouvelles apportées par la restauration modifiaient la dynamique de l'azote et du carbone, notamment au niveau de la dénitrification, de la respiration microbienne et de la production de méthane. Ensuite, il s'agissait de voir l'effet d'un apport en éléments nutritifs (carbone et/ou azote) sur ces activités, afin de déterminer dans quelle mesure ils étaient limitants dans les lieux étudiés. Le travail présenté ici s'inscrit par ailleurs dans le cadre d'un projet ayant pour objectif général de déterminer le potentiel d'utilisation de critères microbiologiques pour le suivi de lieux restaurés.

## Lieu à l'étude

La station de recherche de Bois-des-Bel (47° 58' N, 69° 26' O), près de Rivière-du-Loup au Québec (Canada), a été utilisée comme lieu expérimental pour l'évaluation de l'impact de la restauration sur les propriétés physicochimiques et microbiologiques de la tourbe (figure 1). Entre 1973 et 1980, une portion de 11 ha de ce lieu avait été drainée et exploitée, puis abandonnée. Après 20 ans d'abandon, le lieu n'avait toujours pas été recolonisé naturellement par les mousses et représentait une source de carbone pour l'atmosphère. Conséquemment, en 1999, une expérience de restauration à grande échelle a été menée sur ce lieu. Une section de huit hectares a été restaurée par le Groupe de recherche en

Roxane Andersen est étudiante au doctorat dans le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) à l'Université Laval, sous la direction du Dr Line Rocheffort.



Figure 1. Lieu restauré de Bois-des-Bel, août 2005

écologie des tourbières (GRET) et une section de deux hectares est demeurée abandonnée pour des fins de comparaisons. Les deux sections, restaurée et abandonnée, sont séparées par une section tampon. En plus d'un lieu restauré et d'un lieu abandonné, le dispositif comprenait une portion de tourbière ombrotrophe naturelle caractérisée par *Picea mariana* et *Larix laricina* comme arbres dominants, un tapis de *Sphagnum* (*Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, *S. rubellum*, et *S. capillifolium*) et un dense couvert d'Éricacées telles que *Kalmia angustifolia*, *Rhododendron groenlandicum*, *Chamaedaphne calyculata* et *Vaccinium angustifolium* (Lachance et Lavoie, 2004).

### Méthodologie

Dans chacune des sections (naturelle, restaurée et abandonnée), des stations d'échantillonnage séparées par environ 30 m ont été déterminées en octobre 2002 lors d'une étude préliminaire. Trois stations ont été conservées dans chaque section pour l'année 2003 (voir figure 2). Les échantillons y ont été récoltés une fois en juin et une fois en octobre, soit avant et après la saison de croissance. Des échantillons de tourbe ont été récoltés dans chaque station d'échantillonnage à deux profondeurs fonctionnelles distinctes : au-dessus de la nappe phréatique mais sous la végétation, en conditions

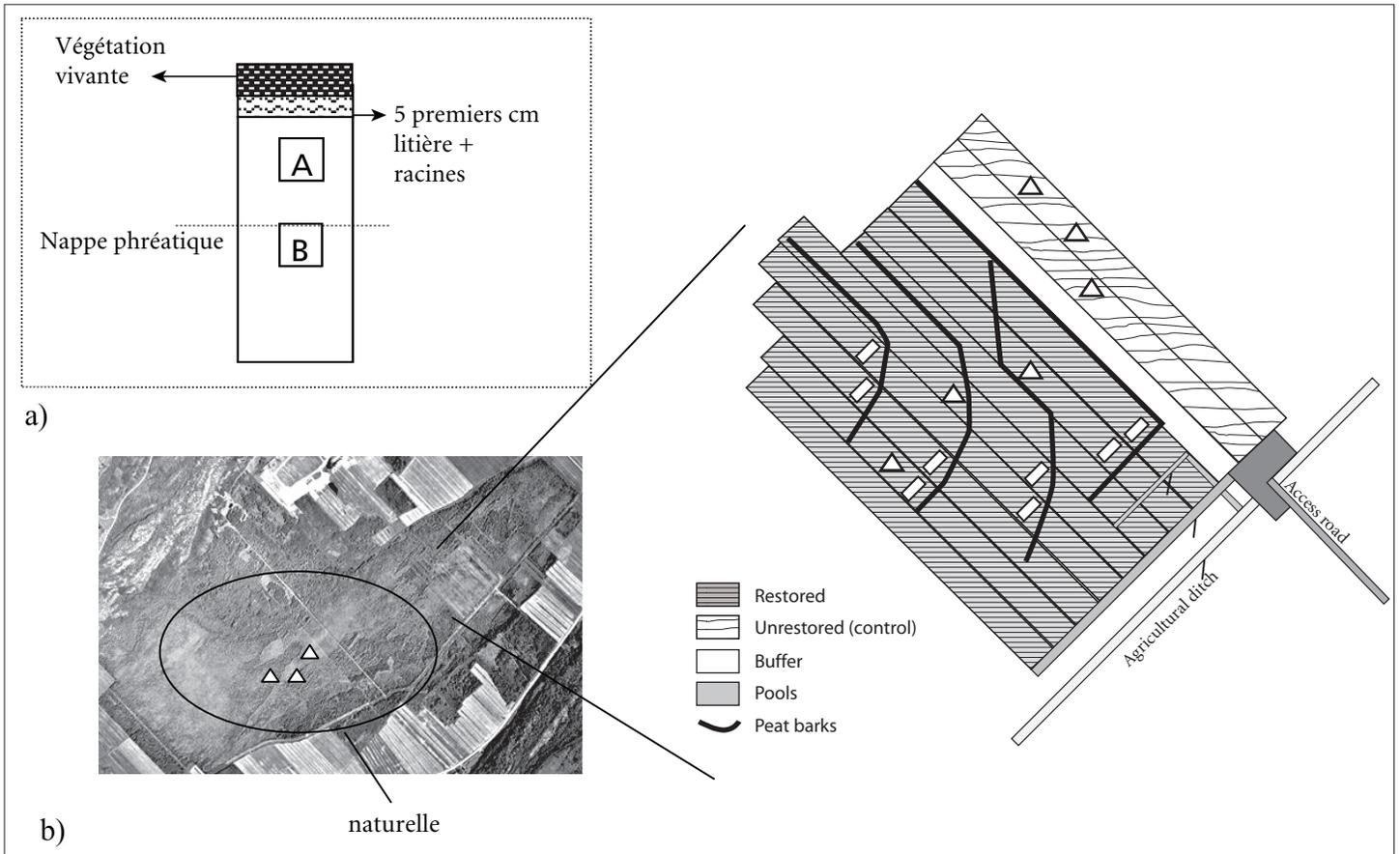
généralement aérobies (profondeur A) et au niveau de la nappe phréatique où les conditions sont le plus souvent anaérobies (profondeur B). Les racines ont été enlevées avec des pinces avant les manipulations.

L'expérience réalisée sur les échantillons de tourbe visait à déterminer l'activité potentielle des micro-organismes pour la transformation du carbone (respiration, méthanotrophie, méthanogénèse) et de l'azote (dénitrification). Pour chaque profondeur, trois échantillons de tourbe, tirés au hasard parmi les six échantillons de chaque station, ont été utilisés. Les échantillons ont été incubés dans des flacons à plasma pendant 8 h en conditions anaérobies, en présence de différents substrats : eau bi-distillée (25 ml, témoin) solution de glucose (25 ml, 4 mg/g), solution de  $\text{KNO}_3$  (25 ml, 1,8 mg/g), et solution du mélange glucose +  $\text{KNO}_3$  (25 ml, mêmes concentrations). Les conditions d'anaérobioses ont été créées en remplaçant l'air par le l'azote ( $\text{N}_2$ ). À l'aide d'une seringue, 20 ml d'acétylène ont été ajoutés pour bloquer la réaction de dénitrification au stade  $\text{N}_2\text{O}$  (Yoshinari, 1977). Il s'agissait d'une expérience factorielle 4 x 3 x 2 avec quatre traitements appliqués à la tourbe (témoin, C, N, C + N), trois types d'écosystèmes (naturel, restauré ou abandonné) et deux profondeurs différentes (A ou B). Des échantillons de gaz ont été prélevés dans les flacons à plasma

aux temps 0 h, 4 h et 8 h, avant d'être analysés par chromatographie en phase gazeuse pour la production de N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>. Pour chaque année, les données de production de gaz ont été analysées par des ANOVAs suivies de LSD protégés, avec le logiciel SAS.

**Résultats**

Les résultats des ANOVAs effectuées sur les données de production de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> sont résumés dans la table 1. La production de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> par les micro-organismes en



**Figure 2. a) Représentation schématisée de l'échantillonnage de tourbe pour les analyses microbiologiques. Dans les stations naturelles et restaurées, la végétation et la litière étaient exclues de la profondeur A. Dans la station abandonnée, il n'y avait ni végétation ni litière, la surface était de la tourbe à nu. b) Photographie aérienne de la tourbière de Bois-des-Bel avec un agrandissement schématisé des sections restaurées et des sections abandonnées. Les stations d'échantillonnages sont identifiées par les triangles blancs dans chacune des sections.**

Table 1. Valeurs de F pour les ANOVAs sur les productions de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> des échantillons de tourbe (n = 3) en fonction des traitements (témoin, glucose, nitrate, nitrate + glucose), des trois lieux (abandonnée, restaurée, naturelle), des profondeurs (A et B) et de leurs interactions. Pour les valeurs de F : NS = non significatif; \* = P < 0,05; \*\* = P < 0,01; \*\*\* = P < 0,001. DL = Degré de liberté.

Source	DL	CO <sub>2</sub> juin	CO <sub>2</sub> oct.	CH <sub>4</sub> juin	CH <sub>4</sub> oct.
		F	F	F	F
traitement [T]	3	19,78***	11,13***	16,31***	15,98***
site S]	2	107,06***	69,65***	4,23*	0,89 <sup>NS</sup>
profondeur [P]	1	5,89*	15,06**	11,18**	2,12 <sup>NS</sup>
T*S	6	14,22***	11,13***	5,70**	1,11 <sup>NS</sup>
T*P	3	45,36***	2,16 <sup>NS</sup>	1,25 <sup>NS</sup>	0,70 <sup>NS</sup>
S*P	2	3,65*	13,39***	0,88 <sup>NS</sup>	2,39 <sup>NS</sup>
T*S*P	6	34,91***	2,14 <sup>NS</sup>	0,68 <sup>NS</sup>	0,76 <sup>NS</sup>
Total	71				

fonction des traitements pour la tourbe des deux différentes profondeurs de chacun des trois lieux (naturel, restauré et abandonné) est présentée à la figure 3.

### Dynamique du carbone et de l'azote

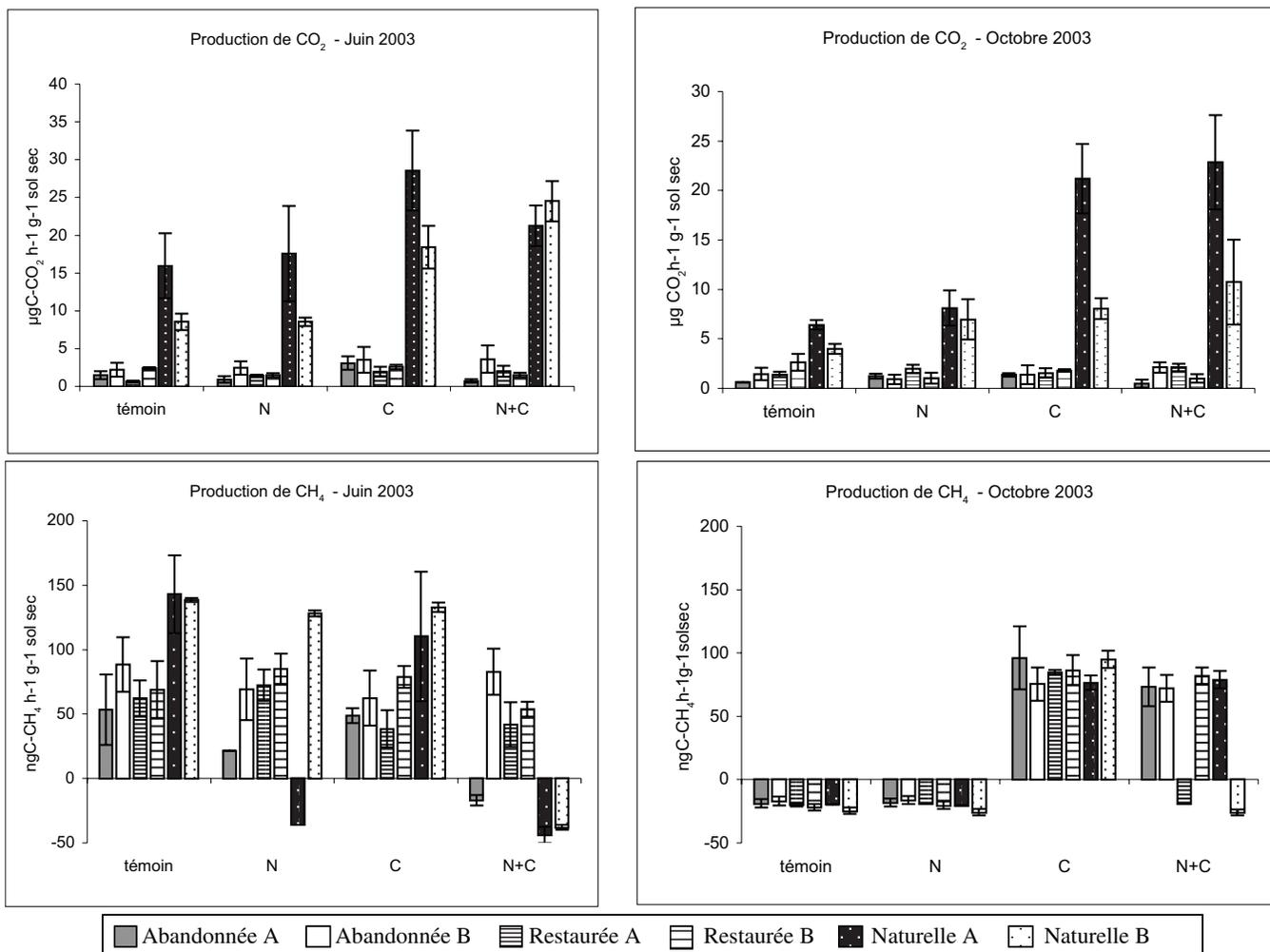
La production de CO<sub>2</sub> par les micro-organismes est globalement similaire avant et après la saison de croissance pour l'ensemble des traitements. Pour la production de CO<sub>2</sub>, dans tous les cas, le lieu naturel présente des productions supérieures aux deux autres lieux. Par contre, la production n'est pas influencée de la même façon par les traitements pour la profondeur A ou pour la profondeur B. La production de CH<sub>4</sub> est différente pour les mois de juin et d'octobre. La distinction la plus évidente entre les deux dates d'échantillonnage est la réponse du traitement témoin : alors qu'au mois de juin, les micro-organismes de la tourbe produisent du CH<sub>4</sub> dans tous les cas, en octobre, la production est toujours inférieure à zéro; il y a donc consommation de CH<sub>4</sub>. Il existe également des différences significatives entre les

profondeurs : la tourbe de surface présente généralement des valeurs moindres de production de CH<sub>4</sub>, voire une plus grande consommation dans certains cas.

Aucun des échantillons analysés n'a produit de N<sub>2</sub>O, quelles que soient les conditions d'incubation ou le site d'origine de la tourbe. Il semble donc y avoir absence de dénitrification potentielle dans tous les échantillons.

### Limitations en éléments nutritifs

Au mois de juin, il apparaît que la réponse des micro-organismes aux traitements d'apports en éléments nutritifs dépend à la fois de la profondeur et du lieu d'origine de l'échantillon. Ainsi, pour la profondeur A du lieu naturel, c'est l'apport en carbone seul qui a l'effet le plus marqué sur la respiration. Par contre, l'apport combiné de carbone et d'azote provoque une plus grande augmentation de la production de CO<sub>2</sub> pour la profondeur B. Ce phénomène n'est pas retrouvé pour les lieux abandonnés ou restaurés, pour lesquels la production demeure faible dans tous les cas. Au mois



**Figure 3. Production de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> pour les mois de juin et octobre 2003 dans les trois sections (abandonnée, restaurée et naturelle) pour chacune des profondeurs (A et B) en fonction des traitements ajoutés lors des incubations anaérobies. Traitements: Témoin: tourbe + 25 ml H<sub>2</sub>O bi-distillée; N = tourbe + 25 ml KNO<sub>3</sub> 1,8 mg/g; C = tourbe + 25 ml solution de glucose 4 mg/g; C + N = tourbe + 25 ml solution glucose 4 mg/g + KNO<sub>3</sub> 1,8 mg/g.**

d'octobre, la tourbe naturelle présente également les valeurs de productions de CO<sub>2</sub> les plus élevées. Pour la profondeur A, dès que le carbone est ajouté, seul ou en combinaison avec l'azote, il y a une nette augmentation de la production de CO<sub>2</sub>. Les lieux restaurés et les lieux abandonnés ne répondent pas de la même façon aux traitements et la différence entre les deux profondeurs n'y est pas significative.

En juin, les traitements d'apports en éléments nutritifs ont eu un effet différent sur la production/consommation de CH<sub>4</sub> selon le lieu de provenance de la tourbe, ce qui n'est pas le cas en octobre, alors que la réponse aux différents traitements est similaire pour la majorité des échantillons. Dans les deux cas, l'apport en nitrate semble plutôt favoriser la consommation de CH<sub>4</sub> par les micro-organismes, alors que l'apport en carbone seul augmente la production de CH<sub>4</sub>, notamment dans la section naturelle.

## Discussion

### **Dynamique du carbone et de l'azote**

La transformation d'éléments nutritifs dans un écosystème donné est liée de façon intrinsèque à la présence de certains groupes de micro-organismes, qui sont eux-mêmes grandement influencés par différents facteurs comme la végétation, la disponibilité en eau, les conditions environnementales, etc. Le bon fonctionnement d'un écosystème est donc associé à un recyclage efficace des éléments nutritifs, c'est-à-dire à la présence et à l'activité des divers groupes fonctionnels microbiens impliqués dans ce processus.

La production de CO<sub>2</sub> mesurée dans les échantillons de tourbe révèle que les populations microbiennes sont plus actives dans la tourbe issue de la section naturelle, par rapport aux deux autres sections. Glatzel *et al.* (2004) avaient également observé une production limitée de CO<sub>2</sub> dans les échantillons de tourbe restaurée et de tourbe abandonnée de profondeur similaire. Il est connu que l'exploitation par aspiration a un impact négatif sur les populations microbiennes (Croft *et al.*, 2001), puisqu'elle enlève l'acrotelme où les micro-organismes sont généralement trouvés en plus grand nombre (Eggelsman *et al.*, 1993), pour exposer une tourbe dénudée de végétation, plus décomposée, plus compacte et composée de matière organique de moindre qualité. Ainsi, puisque la restauration s'effectue directement sur cette tourbe très humifiée, le rétablissement des populations microbiennes typiques de tourbières est ralenti. Par ailleurs, Price *et al.*, (2003) ont observé de larges variations de la hauteur de la nappe phréatique dans les lieux abandonnés et restaurés de Bois-des-Bel. De telles variations exposent la tourbe à des périodes fréquentes d'aération qui limitent l'établissement de larges populations anaérobies. La biomasse active réduite de micro-organismes anaérobies pourrait donc expliquer la faible production de CO<sub>2</sub> dans la tourbe restaurée et la tourbe abandonnée.

Les flux de CH<sub>4</sub> dans les tourbières ombrotrophes sont entièrement contrôlés par les populations de méthanotrophes et de méthanogènes (Krumholz *et al.*, 1995). Au mois de juin, la tourbe naturelle présente une production de CH<sub>4</sub> plus élevée que la tourbe des deux autres sections. Il est connu que les méthanogènes s'établissent aux environs de la nappe phréatique (King, 1991). Les variations moins importantes dans le niveau d'eau de la section naturelle (Price *et al.*, 1998) pourraient donc expliquer ce phénomène. En revanche, au mois d'octobre, les populations qui consomment du CH<sub>4</sub> (méthanotrophes) semblent favorisées dans tous les types de tourbes, comme le démontre l'absence de différence entre les lieux et les profondeurs pour le traitement témoin. Il est possible que malgré les conditions anaérobies, il y ait eu oxydation du CH<sub>4</sub> en CO<sub>2</sub>, soit par les méthanotrophes qui peuvent supporter les conditions d'anoxie (Nedwell, 1992), soit par des processus d'oxydation anaérobiques utilisant d'autres oxydants que l'oxygène, les sulfates, le Fe (III) ou même les nitrates ajoutés en solution (Valentine, 2003). La tendance qui se dégage entre le début et la fin de la saison de croissance, soit une diminution de la production de méthane au fur et à mesure que la saison avance, est différente de ce qu'avaient observé Bergman *et al.* (2000) pour des buttes de tourbières, et s'apparente plutôt à ce qu'ils avaient observé pour des platières, ou aux observations de Clymo (1995) réalisées sur le terrain.

L'absence de dénitrification observée dans tous les lieux est probablement liée à l'absence de populations dénitrificatrices dans la tourbe de toutes les sections. D'une part, la quantité de nitrate, substrat essentiel à cette transformation, est plutôt faible dans la tourbe échantillonnée (Andersen *et al.*, soumis; Croft *et al.*, 2001) et ne permet pas à des populations stables de s'y établir. Le fait que la dénitrification ne soit pas observée même lors des incubations en présence de nitrates appuie bien cette idée.

### **Limitations en éléments nutritifs**

Les micro-organismes sont reconnus pour être limités en carbone dans les écosystèmes naturels (Smith et Paul, 1990). La réponse observée suivant l'apport en éléments nutritifs lors des incubations supporte bien cette idée : dans la tourbe naturelle, alors que l'apport en azote n'a pas eu d'effet significatif, l'apport en carbone a provoqué une augmentation nette de la respiration et du dégagement de CO<sub>2</sub>, quelle que soit la profondeur. Aucun effet significatif n'a été observé dans les deux autres types de tourbe. Puisque la tourbe des sections restaurée et abandonnée est plus décomposée et que sa masse volumique apparente sèche est plus élevée, les échanges gazeux risquent de s'y effectuer plus difficilement, ce qui pourrait expliquer les plus faibles concentrations de CO<sub>2</sub> détectées dans les échantillons restaurés et abandonnés et l'absence d'effet significatif du traitement pour la tourbe ces deux sections.

La faible proportion de populations microbiennes anaérobies présentes, de même que la mauvaise qualité de la matière organique dans la tourbe (Fisk *et al.*, 2003; Glatzel *et al.*, 2004) de ces deux sections expliquent également l'absence d'effet de traitement d'incubation sur la production de CO<sub>2</sub>. Cela signifie que quatre saisons de croissance après la restauration, les populations microbiennes de la section restaurée se comportent toujours comme celles de la section abandonnée en ce qui concerne la production de CO<sub>2</sub>. Il est cependant possible de croire qu'un échantillonnage plus en surface aurait révélé des différences, puisque la végétation nouvelle qui s'est établie fournit une source de matière organique plus fraîche avec des composés moins récalcitrants, que les micro-organismes peuvent décomposer facilement (Glatzel *et al.*, 2004). L'analyse de la biomasse microbienne aérobie a par ailleurs révélé une augmentation de la taille de la population microbienne dans la section restaurée (Croft *et al.* 2001; Andersen *et al.*, soumis). On peut supposer que l'analyse réalisée en conditions anaérobies n'était pas optimale pour les microbes qu'on trouve réellement à cette profondeur.

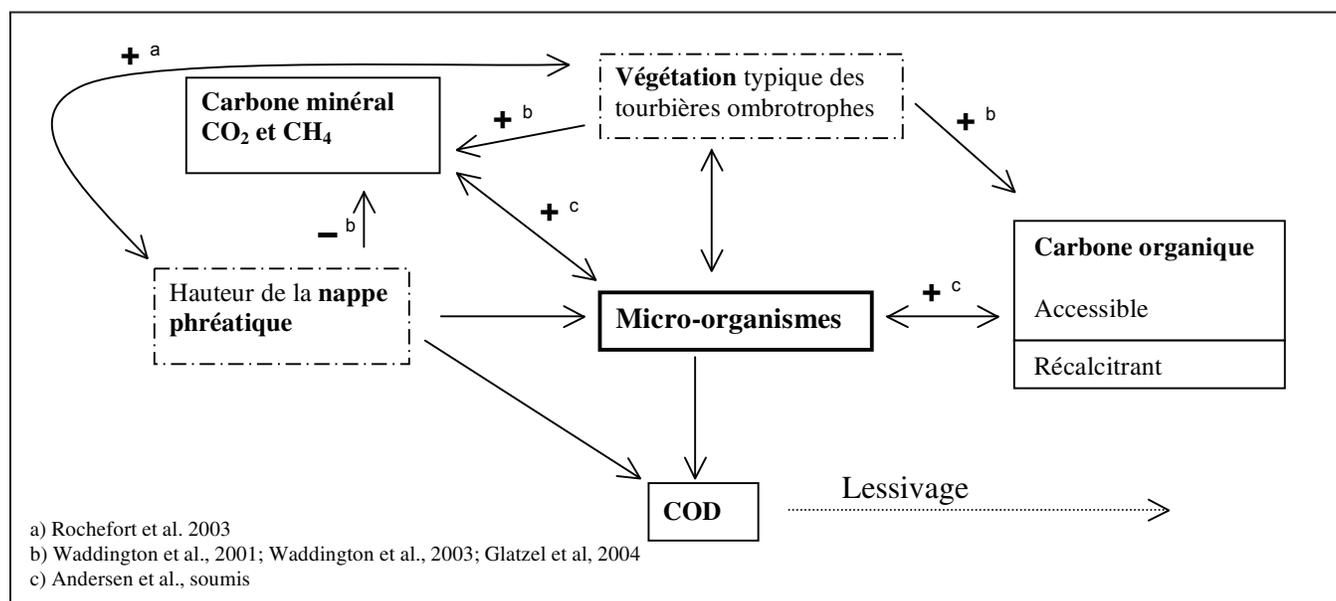
L'augmentation de production de CH<sub>4</sub> observée suivant l'apport en glucose suggère que les populations de méthanogènes sont limitées en carbone. Incidemment, c'est avant tout la qualité du substrat qui provoque les faibles flux de méthane dans la tourbe des sections restaurées et abandonnées, tel que le suggère également Glazel *et al.* (2004). En ce sens, suivant une augmentation de composés carbonés facilement métabolisables associés avec la nouvelle végétation sénescence du lieu restauré, et considérant une éventuelle montée de la nappe phréatique amenant des conditions idéales d'humidité, il est possible d'anticiper la libération de CH<sub>4</sub> par les lieux restaurés. Ce sont cependant

des hypothèses qui nécessitent un suivi direct sur le terrain, pour compléter adéquatement le suivi des incubations en conditions de laboratoire.

## Conclusion

Selon White *et al.* (1998), l'utilisation d'une combinaison de biomarqueurs microbiens représente un outil potentiellement très puissant pour déterminer l'état de lieux en restauration. Cependant, avant de pouvoir utiliser de façon routinière certains indices issus de mesures microbiologiques dans un écosystème particulier, il est nécessaire de caractériser un peu plus systématiquement l'ensemble des paramètres microbiens et d'arriver à mieux comprendre leur relation avec le système dans lequel ils interviennent. Le suivi d'expériences de restauration est indispensable à la compréhension de la dynamique de ces milieux uniques, de même qu'à l'amélioration des techniques pour les interventions à venir. Le présent travail apporte un peu plus de lumière sur le rôle central joué par les micro-organismes dans le recyclage du carbone (figure 4) et de l'azote. Il démontre également l'importance de l'apport en éléments nutritifs dans le milieu pour un fonctionnement adéquat de ce recyclage, notamment en carbone facilement assimilable.

Avec les résultats obtenus sur d'autres paramètres microbiens (Andersen *et al.*, soumis) et sur les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> (Waddington *et al.*, 2003; Glatzel *et al.*, 2004), il est désormais possible de croire que la restauration semble favoriser le retour d'un compartiment microbien plus fonctionnel que celui de la tourbe résiduelle. Cependant, d'autres études et le suivi d'autres lieux sont encore nécessaires pour confirmer cette hypothèse. Il apparaît cependant justifié d'intégrer au suivi la mesure des paramètres microbiens, qui répondent plus lentement que la végétation à la restauration,



**Fig. 4 Relations entre les micro-organismes et les différentes variables évaluées par le suivi de la restauration sur le site de Bois-des-Bel. Le symbole « + » sur une flèche indique une influence positive dans le sens de la relation, le symbole « - » indique une influence négative dans le sens de la relation.**

mais qui demeurent un élément clé du fonctionnement de l'écosystème. Le retour de la végétation ne suffit pas à assurer le succès de la restauration, bien qu'il en soit une indication positive.

Un suivi intégrant d'autres variables permet en outre d'arriver à une représentation plus globale du processus de restauration et à une évaluation plus juste des conditions sur le lieu restauré. Enfin, il va sans dire que l'approfondissement, le regroupement et l'accessibilité des connaissances en matière de restauration et de suivi améliorent notre compréhension de ces écosystèmes et sont autant de pas vers l'élaboration d'arguments solides en faveur de la protection et de la sauvegarde des milieux humides au Québec.

## Références

- ANDERSEN, R., A.J. FRANCEZ, L. and ROCHEFORT, 2005. The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology & Biochemistry*, soumis.
- BENTHAM, H., J.A. HARRIS, P. BIRCH and K.C. SHORT, 1992. Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbial and physico-chemical characteristics. *Journal of Applied Ecology*, 29: 711-718.
- CHAPIN III, F.S., E.D. SCHULZE and H.A. MOONEY, 1992. Biodiversity and ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 7:107-108.
- CLYMO, R.S., 1965. Experiment on breakdown of *Sphagnum* in two bogs. *Journal of Ecology*, 53: 747-757.
- CROFT, M., L. ROCHEFORT and C.J. BEAUCHAMP, 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology*, 18: 1-12.
- EGGELSMANN, R., A.L. HEATHWAITE, G. GROSSE-BRAUCKMANN, E. KÜSTER, W. NAUCKE, M. SCHUCH, and V. SCHWEICKLE, 1993. Physical Processes and Properties of Mires. In: Heathwaite, A.L., Göttlich, K., (Eds) Mires: Process, Exploitation and Conservation, Chicester, pp. 171-248.
- ERHENFELD, J.G., 2001. Defining the limit of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology*, 8: 2-9.
- FIK, M.C., K.F. RUETHER, and J.B. YAVITT. 2003. Microbial activity and functional composition among northern peatland ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 591-602.
- GLATZEL, S., N. BASILIKO, and T. MOORE, 2004. Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites, Eastern Québec, Canada. *Wetlands*, 24: 261-267.
- GORHAM, E. and L. ROCHEFORT, 2003. Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetland Ecology and Management*, 11: 109-119.
- HARRIS, J.A., 2003. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science*, 54: 801-808.
- HIGGS, E.S., 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology*, 11: 338-348.
- HOBBS, R.J. and J.A. HARRIS, 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*, 9: 239-246.
- LACHANCE, D. and C. LAVOIE, 2004. Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science*, 7: 183-192.
- KETTUNEN, A., V. KAITALA, A. LEHTINEN, A. LOHILA, J. ALM, J. SILVOLA and P.J. MARTIKAINEN, 1999. Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 1741-1749.
- KRUMHOLZ, L.R., J.L. HOLLENBAK, S.J. ROSKES, and D.B. RINGELBERG, 1995. Methanogenesis and methanotrophy within a *Sphagnum* peatland. *FEMS Microbial Ecology*, 18: 215-224.
- NEDWELL, D.B. and A. WATSON, 1995. CH<sub>4</sub> production, oxidation and emission in a U.K. ombrotrophic peatland: influence of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> from acid rain. *Soil Biology & Biochemistry*, 27: 893-903.
- OHTONEN, R., H. FRITZE, T. PENNANEN, A. JUMPPONEN and J. TRAPPE, 1999. Ecosystem properties and microbial community changes in primary succession on a glacier forefront. *Oecologia*, 119: 239-246.
- PRICE, J.S., L. ROCHEFORT and F. QUINTY, 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. *Ecological Engineering*, 10: 293-312.
- PRICE, J.S., A.L. HEATHWAITE and A.J. BAIRD, 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetland Ecology and Management*, 11: 65-83.
- ROCHEFORT, L., 2000. *Sphagnum* – A Keyston Genus in Habitat Restoration. *New Frontiers in Bryology and Lichenology*, 103: 503-508.
- ROCHEFORT, L. 2001. Restauration écologique, in Payette, S., et Rochefort, L., *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Les Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 449-505.
- ROCHEFORT, L., F. QUINTY, S. CAMPEAU, K. JONHSON and T. MALTERER, 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands, *Wetlands Ecology and Management*, 11: 3-20.
- RUZEK, L., K. VORSEK and J. SIXTA, 2001. Microbial Biomass-C in reclaimed soil of the Rhineland (Germany) and the North Bohemian Lignite Mining Areas (Czech Republic): Measured and predicted values. *Restoration Ecology*, 9: 370-377.
- VALENTINE, D.L., 2002. Biogeochemistry and microbial ecology of methane oxidation in anoxic environments: a review. *Antoine Van Leeuwenhoek*, 81: 271-282.
- WADDINGTON, J., M.J. GREENWOOD, R.M. PETRONE and J.S. PRICE, 2003. Mulch decomposition impedes recovery of a net carbon sink in a restored peatland. *Ecological Engineering*, 20:199-210.
- WHEELER B.D. and S.C. SHAW, 1995. Restoration of Damaged Peatlands (with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction), Department of the environment, University of Sheffield, Sheffield, 211 p.
- WHITE, D.C., C.A. FLEMMING, K.T. LEUNG and S.J. MACNAUGHTON, 1998. *In situ* microbial ecology for quantitative appraisal, monitoring and risk assessment of pollution remediation in soils, the subsurface, the rhizosphere and in biofilms. *Journal of Microbiological Methods*, 32: 93-105.
- YIN, B., D. CROWLEY, G. SPAROVEK, W.J. DE MELO and J. BORNEMAN, 2000. Bacterial Functional Redundancy along a soil reclamation gradient. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 4361-4365.
- YOSHINARI, T., R. HYNES and R. KNOWLES, 1977. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 9: 177-183.



caisse populaire  
de trois-pistoles

PRÊT-AUTO  
TAUX SPÉCIAL

POUR TOUS  
VOS  
BESOINS FINANCIERS

siège social  
80, Notre-Dame Ouest  
Trois-Pistoles (Québec)  
G0L 4K0  
Tél. : (418) 851-2173