

Résumé-Synthèse

Alain Tremblay, Louis Varfalvy, Charlotte Roehm et Michelle Garneau

Ce chapitre a pour but de faire le point sur l'état des connaissances et d'identifier les lacunes relatives à la problématique de l'émission de gaz à effet de serre (GES) par les réservoirs hydroélectriques et les écosystèmes naturels. Il est devenu essentiel d'intégrer nos connaissances du cycle du carbone à des échelles temporelles et spatiales plus vastes de façon à mieux définir l'ampleur des flux de GES associés aux réservoirs¹ et aux écosystèmes naturels. Les données disponibles proviennent d'études à petite échelle et de courte durée (1 à 10 ans), effectuées surtout en région boréale, mais aussi en régions semi-aride et tropicale. La variabilité naturelle des flux de GES due à des variations climatiques régionales et leurs impacts sur la production biologique globale est plus importante que celle des méthodes de mesures. Il faut donc garder à l'esprit que les incertitudes concernant les flux de GES sont avant tout le résultat de variations spatiales et temporelles naturelles des flux, et non pas des techniques de mesure disponibles. La présente synthèse se base sur les résultats de plus de dix ans de suivis obtenus par différentes équipes de recherche de plusieurs universités, institutions gouvernementales et compagnies d'électricité.

¹ Pour évaluer l'ampleur des flux de GES, nous avons calculé les émissions brutes et les émissions nettes. Les émissions brutes sont celles mesurées à l'interface eau-air. Les émissions nettes des réservoirs correspondent à la différence entre les émissions brutes et les émissions naturelles des écosystèmes terrestres et aquatiques avant la mise en eau, pour l'ensemble du bassin versant, incluant la portion aval et l'estuaire. Ces définitions sont celles de WCD (2000).

Les gaz à effet de serre dans les milieux naturels

Écosystèmes terrestres

Les forêts et les milieux humides constituent des écosystèmes dynamiques notamment par leur contribution au cycle global du carbone. La teneur en carbone des forêts des différentes régions climatiques est similaire ; toutefois, la répartition du carbone entre les sols et la végétation varie selon la latitude. Les plus hautes latitudes sont caractérisées par des taux de décomposition plus lents et des saisons de croissance plus courtes (chapitre 6, Malhi et al. 1999). Les sols typiques des forêts boréales ont une teneur plus élevée en carbone organique ($24 \pm 94 \%$) que les sols des forêts tempérées ($10 \pm 77 \%$) ou tropicales ($11 \pm 63 \%$). Cependant, les estimés de carbone organique retenu dans la végétation de la forêt tropicale sont de deux à cinq fois plus élevés ($15\text{-}23 \text{ kg C m}^{-2}$) que ceux des forêts boréale et tempérée ($4\text{-}6 \text{ kg C m}^{-2}$) (chapitre 6, Goodale et al. 2002, FAO 2001, Malhi and Grace 2000).

Les estimations courantes des bilans de GES des forêts indiquent que ces écosystèmes sont des puits de carbone, peu importe la région climatique du globe. La rétention de GES par les forêts est le résultat de la différence entre une absorption substantielle de dioxyde de carbone (CO_2) par la biomasse et le dégagement de CO_2 par la respiration du sol, l'oxydation du méthane (CH_4) par des bactéries méthanotrophiques, et une émission plus ou moins importante de d'oxyde nitreux (N_2O) par le sol, un sous-produit des réactions de nitrification et de dénitrification. Selon les bilans estimés de GES, le puits de carbone de la forêt boréale ($-873 \text{ mg CO}_2\text{-}\text{}\text{}\text{eq. m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) est plus faible que celui de la forêt tempérée et de la forêt tropicale ($-1\ 288$ et $-1\ 673 \text{ mg CO}_2\text{-}\text{}\text{}\text{eq m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, respectivement). Durant les années particulièrement chaudes et sèches, les forêts boréales peuvent devenir des sources nettes de CO_2 (chapitre 4, Goulden et al. 1998 ; Lindroth et al. 1998 ; Carrara et al. 2003). La durée de la saison de croissance, qui augmente des hautes vers les basses latitudes, contribue à ce patron général. Au contraire des forêts boréale et tempérée, la forêt tropicale a un flux de N_2O qui semble jouer un rôle important dans le bilan de GES, représentant une perte moyenne de 30 % (en $\text{CO}_2\text{-}\text{}\text{}\text{eq.}$) de l'échange net de l'écosystème (ENE, Net Ecosystem Exchange). Ceci est dû à un taux relativement élevé d'émission de N_2O par les sols de la forêt tropicale, ainsi qu'au potentiel de réchauffement global de N_2O , lequel est environ 300

fois plus élevé que celui du CO₂ (IPCC 2001, Livingston et al. 1988, Clein et al. 2002). De plus, comme le suggère la plage estimée des flux de GES pour la forêt tropicale, la production de GES sous forme de N₂O pourrait dépasser, à certains sites, l'absorption de CO₂, transformant ces sites en sources de GES (2 758 mg CO₂-éq. m⁻² j⁻¹) (chapitre 4).

Il est probable que les conditions climatiques changeantes augmentent la fréquence et l'étendue des perturbations naturelles (feu, défoliation par les insectes, zone de chablis) (IPCC 2001). Cependant, les bilans actuels de GES des forêts ne tiennent pas compte de l'influence de ces perturbations naturelles sur la dynamique à grande échelle du carbone des forêts boréales. Sur de grandes étendues, ces perturbations naturelles (surtout les feux de forêt) peuvent provoquer, à court et à long terme, des émissions significatives ; elles devraient être prises en considération pour une évaluation plus précise de la rétention de carbone ou de la production nette de biomes d'un écosystème (Amiro et al. 2001 ; Kasischke and Bruhwiler 2002, chapitres 4 et 6).

Les milieux humides couvrent 3 % de la surface de la Terre, mais ils représentent approximativement 30 % du puits de carbone du sol terrestre. Les tourbières représentent environ 30 % du paysage circumboréal (Gorham 1991, McLaughlin 2004). Elles ont une forte tendance à émettre du CH₄ à cause de leurs sols saturés d'eau qui favorisent la décomposition anaérobie de la matière organique. Les milieux humides tropicaux, caractérisés par les marais et marécages, émettent de plus grandes quantités de CH₄ dans l'atmosphère (71 mg CH₄ m⁻² j⁻¹), par comparaison avec les émissions des tourbières boréales (34 mg CH₄ m⁻² j⁻¹), résultant en un bilan global de GES d'environ 11 000 mg CO₂-éq. m⁻² j⁻¹ et 1400 mg CO₂-éq. m⁻² j⁻¹ pour les milieux humides tropicaux et boréaux, respectivement. Cependant, le nombre de données disponibles étant limité, ces bilans ne donnent qu'un ordre de grandeur des flux de GES. Tout comme pour les forêts, les flux de GES des milieux humides varient en fonction de paramètres environnementaux et climatiques (chapitre 6, McLaughlin 2004). De plus, les bilans de GES estimés pour les milieux humides ne tiennent généralement pas compte des étangs ou mares qui ponctuent ces écosystèmes et qui sont aussi une source potentielle de GES (Kling et al. 1991, Roulet

et al. 1994 ; Waddington and Roulet 2000) et d'exportation de carbone organique dissous (COD, Carroll and Crill 1997 ; Alm et al. 1999b ; Waddington and Roulet 2000). La prise en compte de ces exportations pourrait modifier significativement les bilans de GES des milieux humides.

La majorité de l'information disponible dans la documentation scientifique couvre une saison de croissance partielle ou complète sur quelques années seulement (chapitre 4). Peu importe le type d'écosystème, il existe très peu d'études qui prennent en considération le cycle annuel complet dans l'évaluation des bilans de carbone. Puisque les flux de GES varient de façon saisonnière et annuelle selon les conditions climatiques, il est important de tenir compte des échelles temporelle et spatiale utilisées pour estimer les bilans nets de GES pour les écosystèmes terrestres. Par exemple, il est généralement admis qu'après une période de croissance de 30 à 50 ans (puits de carbone), les écosystèmes naturels forêts atteignent un stade de maturité qui dure quelques années, pendant lequel ils ne sont ni un puits, ni une source de carbone. Il s'ensuit par après une période de lente décomposition où ces écosystèmes se transforment en une source de carbone (Grace et al. 1995, International Science Conference, 2000). Étant donné la forte variabilité observée dans les flux de GES sur de petites échelles, une période temporelle de 100 ans et une couverture spatiale à l'échelle du bassin versant seraient plus adéquates pour évaluer le bilan massique de GES dans les écosystèmes terrestres. Cette approche minimiserait la variation saisonnière ou locale induite par la variabilité climatique et biologique naturelle et donnerait des estimés plus réalistes des flux nets de GES.

Écosystèmes aquatiques

Bien que les eaux intérieures constituent moins de 2 % de la surface de la terre, elles peuvent contribuer de façon importante au cycle global du carbone puisqu'une portion significative du carbone organique terrestre transite par les rivières et les lacs avant d'atteindre les estuaires et les océans. Des études récentes ont démontré que jusqu'à 15 % de la production annuelle de carbone des forêts est exportée via le système de drainage et que le flux de CO₂ des habitats limnétiques vers l'atmosphère peut représenter jusqu'à 50 % des pertes continentales de carbone

organique vers les océans (Cole et al. 1994, Dillon and Molot 1997). Ceci est particulièrement vrai dans l'hémisphère nord où se trouve la majorité des lacs d'eau douce de la planète. Le transfert de carbone des écosystèmes terrestres vers les écosystèmes aquatiques, sous forme de COD et CID, peut contribuer à augmenter les bilans de carbone (Richey et al. 2002, chapitre 6).

Approximativement 90 % du carbone organique dans les lacs et les rivières se retrouve en phase dissoute (COD) et 10 % sous forme particulaire (COP) (Naiman 1982 ; Hope et al. 1994 ; Pourriot and Meybeck 1995). Les teneurs en COD et COP sont supérieures à la quantité de carbone organique présente sous forme de matériel vivant tel que les bactéries, le plancton, la flore et la faune (Wetzel 2001). La source première de matériel et d'énergie dans la plupart des écosystèmes aquatiques provient des apports allochtones de la matière organique terrestre. La quantité de matière organique qui entre dans un lac et la composition chimique de ces composés organiques varient de façon saisonnière en fonction du taux d'écoulement dans le cours d'eau, et du cycle de croissance et de décomposition de la végétation terrestre et de la végétation des milieux humides (chapitres 6, 8 et 9). En comparaison du ruissellement, l'apport de la nappe phréatique ne contribue qu'à de petites quantités de COD (environ 5 %) dans les écosystèmes aquatiques (Devol et al. 1987 ; Cole et al. 1989 ; Prairie et al. 2002, Schiff et al. 2001).

Une grande partie du COD est constituée de composés réfractaires complexes et résistants à la dégradation microbienne (Lindell et al. 1995 ; Moran et al. 2000). Les composés organiques dissous labiles sont recyclés rapidement, même à de faibles concentrations, et représentent les voies principales de transformation énergétique du carbone. Les composés organiques labiles sont utilisés soit par les bactéries ou le phytoplancton. Ils sont transformés à l'intérieur de ces organismes vivants et sont transférés vers le haut de la chaîne alimentaire. Bien que les composés réfractaires complexes peuvent être scindés en fractions plus petites par les rayons ultraviolets (chapitre 21), puis assimilés et utilisés par les bactéries (Gennings et al. 2001), la plupart d'entre eux se déposent au niveau des sédiments lacustres.

Les lacs et les rivières agissent comme des zones de transition pour le carbone entre les écosystèmes terrestres et les estuaires, et sont

généralement une source de gaz vers l'atmosphère. Il semble y avoir une relation positive entre la quantité de carbone entrant dans le lac, calculée comme étant le rapport entre la surface du bassin versant et la surface du lac, et l'ampleur des émissions à l'interface eau-air (Engstrom 1987 ; Sobek et al. 2003, Chapter 8). Puisque les apports allochtones terrestres à un lac sont généralement déterminés par les caractéristiques de son bassin versant et qu'ils sont relativement constants dans le temps, l'émission de CO₂ vers l'atmosphère ou son transfert vers l'aval devrait aussi être relativement constant à long terme (Wetzel 2001). Dans les lacs profonds, la contribution en carbone organique provenant des sédiments est très faible en comparaison à l'apport terrestre du bassin versant. Cependant, dans les lacs peu profonds, l'ampleur des flux de carbone provenant des sédiments peut être significative, puisque la température de l'eau est généralement plus élevée favorisant la décomposition de la matière organique (chapitres 5, 11, 22).

Dans les écosystèmes aquatiques, le carbone est transformé par les producteurs primaires (bactéries, phytoplancton) et/ou par les consommateurs secondaires (zooplancton, benthos, poisson), et à mesure qu'il se déplace vers le haut de la chaîne alimentaire, il est respiré ou consommé à des taux différents selon la productivité du système. En plus de la physicochimie de l'eau, ces taux de respiration vont influencer la quantité de CO₂ dissous dans l'eau ainsi que et les flux de CO₂ à l'interface eau-air. Approximativement 90 % des lacs boréaux naturels sont sursaturés en CO₂ et émettent entre 50 et 10 000 mg CO₂ m⁻² j⁻¹ vers l'atmosphère (ex. : Cole et al. 1994, Prairie et al. 2002, Therrien 2003). Les rivières des zones boréale et tempérée ont des flux plus élevés ou du même ordre de grandeur que les lacs (Hinton et al., 1998, Hope et al., 1997, Cole and Caraco 2001, Sobek et al. 2003). Par contre, les lacs ayant un pH supérieur à 8, soit à cause d'une production primaire élevée ou soit encore par l'effet tampon des sols alcalins du bassin versant, ont tendance à être non-saturés en CO₂. Ces systèmes ont des taux d'émission plus faibles, ou encore ils agissent comme des puits de CO₂ (chapitres 8, 9).

La plupart des lacs, des rivières et des *varzéas* des régions tropicales ont des émissions de CO₂ généralement plus élevées que dans les milieux similaires en région boréale (Richey et al. 2002, Chapter

22). Bien que les flux de CH₄ à l'interface eau-air soient faibles et que les flux de N₂O soient négligeables (Therrien, chapitres 8, 9) autant dans les régions tropicales que boréales, les émissions de CH₄ peuvent être significatives dans des milieux peu profonds comme les barrages de castor, les rizières et les *varzéas* (chapitres 4, 6, 22). Les sédiments de subsurface présentent souvent des conditions anoxiques qui favorisent la production de CH₄ et en augmentent les concentrations. La production et la diffusion de CH₄ à l'interface sédiment-eau augmentent toutes deux en fonction de la productivité globale du lac, des lacs oligotrophes aux lacs eutrophes (chapitre 5). Cependant, plus de 95 % de la production sédimentaire de CH₄ dans les sédiments est oxydée dans la colonne d'eau et/ou à l'interface sédiment-eau contribuant très peu, de façon directe, aux émissions de GES du lac (Lidstrom and Somers 1984, Frenzel et al. 1990, King 1990, King and Blackburn 1996). La production de CH₄ dans les sédiments augmente normalement en fonction de la profondeur du lac à cause des conditions anoxiques qui y sont plus fréquentes. Toutefois, dans les eaux chaudes peu profondes des régions tropicales, avec des sédiments riches en matière organique, par exemple dans les *varzéas*, ou dans les lacs très eutrophes des régions tempérées, le CH₄ peut former des bulles qui ne seront pas oxydées et qui pourraient contribuer significativement aux émissions de GES (chapitres 5, 11, Keller and Stallard 1994, Huttunen et al. 1999) (figure 26.1). Dans les zones peu profondes (< 1 m), le CH₄ émis à l'interface eau-air représente jusqu'à 45 % de la production de CH₄ à l'interface sédiment-eau (Scranton et al. 1993, Duchemin et al. 1995, Duchemin et al. 2000, Huttunen et al. 2002) et jusqu'à 10 % de la production de CH₄ dans les zones plus profondes (>3 m) (Rudd et Taylor, 1980). Dans certains milieux, la production de GES par les sédiments peut donc représenter une proportion significative des gaz émis à l'interface eau-air du lac (chapitre 5).

Estuaires

Les estuaires représentent des lieux où les processus de sédimentation sont intenses. Cette sédimentation est soit formée de matériel provenant du ruissellement de surface, soit de matériel terrestre érodé et transporté par les rivières. En plus des apports de matériel inerte, il s'y produit aussi une

respiration bactérienne hétérotrophe où la majorité des bactéries sont attachées aux particules et au plancton.

À long terme, les marais salés sont généralement un puits net de CO₂ atmosphérique entraînant une accumulation nette de matière organique dans les sédiments (Smith and Hollibaugh 1993 ; Gattuso et al. 1998). Cependant, à cause d'un recyclage intensif de matière organique avec le jeu des marées, les estrans et les marais intertidaux émettent aussi de grandes quantités de CO₂ directement dans l'atmosphère. Le transport latéral de CO₂ à partir de ces 2 zones peut aussi contribuer significativement au pCO₂ élevé mesuré dans les eaux estuariennes adjacentes. Les estuaires sont des écosystèmes hétérotrophes très dynamiques dont les émissions de CO₂ vers l'atmosphère varient de 44 à 44 000 mg m⁻² j⁻¹ (chapitre 7). Les panaches estuariens sont des sites de production primaire intense et ils sont sujets à des variations saisonnières importantes de sorte qu'à n'importe quel moment, certains panaches se comportent comme des puits nets de CO₂ alors que d'autres en sont une source nette de CO₂. La teneur élevée en matière organique dans les sédiments et la faible concentration en oxygène dans les marais intertidaux se traduisent par des émissions faibles de CH₄ vers l'atmosphère, variant de 0,32-8 mg m⁻² j⁻¹.

Malgré qu'environ 60 % de l'apport d'eau douce et de carbone organique aux océans surviennent aux latitudes tropicales, la plupart des flux de CO₂ mesurés dans les estuaires le sont aux latitudes tempérées (Ludwig et al. 1996). Globalement, la source de CO₂ des estuaires intérieurs et les sources ou les puits des panaches de rivières pourraient représenter des composantes significatives des cycles régionaux et peut-être du cycle complet du carbone. Cependant, les émissions de CH₄ des estuaires semblent contribuer très peu aux émissions globales de méthane (chapitre 7, Bange et al. 1994).

La problématique des gaz à effet de serre dans les réservoirs hydroélectriques

Selon différents auteurs (IAEA 1996, tableau 26.1), l'hydroélectricité est une des formes de production d'énergie les plus propres en terme d'émission de gaz à effet de serre. Cette tendance a été confirmée par la

plupart des études conduites dans les réservoirs boréaux au cours de la dernière décennie, où les émissions brutes moyennes de GES sont de un ou deux ordres de grandeur plus basses que les émissions produites par les centrales thermiques. Cependant en région tropicale, les émissions par les réservoirs pourraient dépasser, sous certaines conditions, les émissions des sources thermiques (ex. le réservoir Petit Saut en Guyane Française et certains réservoirs au Brésil). Un débat à l'échelle mondiale est présentement cours sur la contribution des réservoirs d'eau douce à l'augmentation des GES dans l'atmosphère. Un débat parallèle est aussi en cours sur la comparaison entre les différentes méthodes de production d'énergie (Rosa and Scheaffer 1994, 1995, Fearnside 1996, Gagnon and van de Vate 1997, St. Louis et al. 2000, Tremblay et al. 2003). Il en résulte que de nombreuses études ont été menées au cours des dix dernières années pour tenter de cerner les processus qui causent des émissions de GES dans les réservoirs et pour en déterminer la durée.

Les processus chimiques, géomorphologiques et biologiques qui influencent le sort du carbone dans les réservoirs sont similaires à ceux se produisant dans les écosystèmes aquatiques naturels.

Cependant, certains de ces processus peuvent être temporairement modifiés à cause de l'inondation d'écosystèmes terrestres suite à la mise en eau des réservoirs (Chartrand et al. 1994, Schetagne 1994, Deslandes et al. 1995). Dans les réservoirs boréaux, des programmes de suivi environnemental ont clairement démontré que ces changements durent généralement moins de dix ans. Par contre, dans les réservoirs tropicaux, ces changements peuvent s'étendre sur une période plus longue, dépendamment des conditions de mise en eau. Les conclusions tirées dans cette section sont fondées sur les résultats obtenus dans le contexte des plus grands programmes de suivis environnementaux au monde. Il faut garder à l'esprit que la plupart des données proviennent de recherche et de mesures prises en région boréale (surtout au Canada) et, dans une moindre mesure, d'un programme de suivi environnemental au réservoir tropical Petit Saut en Guyane Française. D'autres résultats proviennent de mesures de terrain entreprises dans les régions tropicales du Panama et du Brésil, dans la région semi-aride du sud-ouest des États-Unis, ainsi que de d'autres secteurs de la région boréale (figure 26.2 à 26.5, tableau 26.2).

Sols inondés et sédiments

Des expériences *in vitro* ont été menées en inondant différents types de sol et en reproduisant différentes conditions environnementales rencontrées lors de la mise en eau d'écosystèmes terrestres boréaux (chapitre 13). Ces expériences ont révélé des émissions significatives de CO₂ et de CH₄ des sols ennoyés vers la colonne d'eau des incubateurs. Peu importe les conditions environnementales appliquées sur une durée de 340 jours, la quantité totale de carbone cumulatif variait entre 200 et 450 mg CO₂.g⁻¹ et se chiffrait à environ 1,7 mg CH₄.g⁻¹ pour la végétation inondée. Pour les sols inondés, les quantités cumulatives moyennes produites durant la même période variaient entre 72 et 140 g CO₂ m⁻² et entre 0,2 et 0,6 g CH₄ m⁻² (chapitre 13). Pour la partie vivante de la végétation, une proportion significative de la teneur initiale en carbone a été émise vers la phase aqueuse au cours des six premiers mois, les plus grandes quantités provenant des mousses vertes. Pour les sols inondés, lesquels supportent une masse de matière organique beaucoup plus grande, seule une petite fraction de la teneur initiale en carbone a été relâchée dans la colonne d'eau au cours de l'expérience. Étant donné la grande variabilité de la charge en carbone dans les échantillons de sol, le pourcentage de la teneur initiale en carbone qui est relâché est donc difficile à estimer avec précision.

Dans les réservoirs boréaux, des mesures *in situ* des sols inondés confirment que seulement une petite fraction du carbone disponible est relâchée dans la colonne d'eau (Houel 2002). Après dix ans, la plupart des sols inondés, à l'exception de ceux érodés dans la zone de marnage à la périphérie des réservoirs, ne montrent aucune perte significative de la teneur en carbone (Houel 2003). Ces résultats sont liés à de petits changements physiques structuraux et à une dégradation partielle de la matière organique après l'inondation. Bien que l'activité bactérienne soit suffisamment intense pour provoquer une forte demande en oxygène dans les sols inondés et dans les eaux profondes pendant quelques années après la mise en eau (Schetagne 1994), les pertes de carbone dans ces sols inondés sont plus petites que la variabilité inhérente de la teneur en carbone des sols avoisinants. La matière organique dans les sols podzoliques semble plus sensible à la dégradation après la mise en eau que la matière organique des tourbières déjà saturées en eau avant la mise en eau. Les composantes ligneuses de la végétation inondée sont demeurées virtuellement inchangées après plusieurs décennies et

dans le réservoir Gouin, les troncs des épinettes ont perdu moins de 1 % de leur biomasse après 55 ans d'inondation (Québec boréal, Van Coillie et al. 1983). De plus, des résultats provenant de réservoirs artificiels (ELARP and FLUDEX, chapitre 15) ayant des émissions similaires de GES ont démontré que la composition de la matière organique était plus importante que sa quantité. Les réservoirs expérimentaux permettent une meilleure compréhension des mécanismes liés aux flux de GES. Cependant, à cause de leur faible profondeur et de leur petite superficie, les résultats ne peuvent pas être extrapolés facilement à de plus grands réservoirs.

En Guyane Française, région tropicale, les résultats au réservoir Petit Saut ont révélé une augmentation rapide des émissions de GES suite à la mise en eau (chapitres 12, 22, Galy-Lacaux et al. 1997, 1999). La grande quantité de végétation inondée associée à une température moyenne élevée de l'eau ($> 25^{\circ}\text{C}$) favorise la décomposition de la matière organique et la consommation d'oxygène dissous dans la colonne d'eau, créant des conditions anoxiques qui augmentent la production de CH_4 à l'interface sol-eau. Sept ans après la mise en eau, la production de CH_4 dans les sédiments avait diminué de 30 % (chapitres 12, 22). Cependant, l'apport de carbone provenant du bassin versant pourrait maintenir les conditions anoxiques favorables à la production de CH_4 , ce qui pourrait allonger la période de production de CH_4 dans certains réservoirs tropicaux (chapitres 12, 22, figure 26.4 et 26.5).

Il y a une convergence dans les résultats illustrant, dans les réservoirs boréaux autant que dans les réservoirs tropicaux, que la contribution en carbone des sols inondés est importante durant les premières années suivant la mise en eau des réservoirs (chapitres 9, 11, 12). Après cette période, l'apport terrestre allochtone de COD peut excéder de plusieurs fois la quantité de carbone organique particulaire (COP) et de COD produite dans le réservoir par la lixivation des sols ou par la production primaire (Wetzel 2001). Ce phénomène est particulièrement important dans les réservoirs car le temps de séjour de l'eau est généralement court, de quelques semaines à quelques mois, alors que dans les lacs il varie de plusieurs années à plusieurs décennies (chapitre 8). Le modèle des émissions de GES qui prédit qu'après 5 à 8 ans, la contribution en carbone provenant des sols inondés est très petite et que la source

majeure de carbone est la matière terrestre allochtone confirme ces résultats. De plus, dans les réservoirs expérimentaux peu profonds FLUDEX et ELARP, où les apports terrestres allochtones sont très petits, une diminution de la production globale de CH₄ et de CO₂ a suivi la production maximale. Il est toutefois difficile de déterminer si ces émissions sont liées à la perte de carbone par les sols inondés ou à la décomposition de la biomasse d'algues produite dans les réservoirs (chapitre 15).

Colonne d'eau

L'hypolimnion (couche inférieure de la colonne d'eau) et l'épilimnion (couche supérieure de la colonne d'eau) sont affectés différemment par les paramètres extérieurs. L'hypolimnion est peu affecté par des processus externes et est généralement caractérisé par la diffusion moléculaire des gaz de l'interface sol-eau à quelques mètres au-dessus du fond (chapitres 5, 22, Duchemin 2000). L'épilimnion est généralement une couche plus épaisse, allant de 1 ou 2 mètres à 35-50 mètres. La dynamique de cette couche est généralement influencée par des paramètres extérieurs comme le vent, les vagues, les radiations UV, et les échanges gazeux avec l'atmosphère (chapitres 10, 12, 13, 14, 20, 22).

Dans le Québec boréal, les résultats obtenus au Complexe La Grande montrent que la décomposition intensive de la matière organique immergée est de courte durée et la fraction facilement décomposable s'épuise rapidement (chapitre 1 et Schetagne 1994). Les modifications de la qualité de l'eau résultant de cette décomposition, telle que la déplétion de l'oxygène dissous, la production accrue de CO₂ et le largage d'éléments nutritifs, durent de 8 à 14 ans après la mise en eau. La durée dépend des caractéristiques hydrauliques et morphologiques du réservoir (Schetagne 1994, Chartrand et al. 1994). Les expériences d'inondation *in vitro* ont confirmé qu'à la température de l'eau du Complexe La Grande (environ 10-20°C), virtuellement tout le carbone labile était décomposé en quelques années, et surtout au cours des premiers mois (chapitre 13). De plus, un modèle expérimental prédisant la qualité de l'eau a démontré une tendance similaire ; après moins de dix ans, la qualité de l'eau dans les réservoirs boréaux était comparable à celle des lacs naturels (chapitre 25). Dans le réservoir tropical de Petit Saut, il y a eu une

décomposition très intense de la matière organique inondée, résultant en une consommation rapide de presque tout l'oxygène dissous dans la colonne d'eau. Les modifications de la qualité de l'eau induites par la décomposition ont été plus grandes que dans les réservoirs boréaux. Il s'est produite une stratification presque permanente où la couche supérieure oxygénée s'est épaissie, passant de moins de 1 mètre lors de la mise en eau à près de 7 mètres, 5 ans après la mise en eau. Bien qu'il y ait une nette amélioration de la qualité de l'eau après 5 ans, les modifications pourraient durer plus de 10 ans, contrairement aux réservoirs boréaux (chapitres 12, 22). Le rapport entre la production primaire brute et la respiration planctonique, qui reflète le métabolisme de la communauté, varie de façon saisonnière à l'intérieur d'un plan d'eau, mais il est similaire dans les lacs et les réservoirs âgés de plus de 7 ans (chapitre 20). Ce rapport indique aussi que la contribution la plus faible de carbone autochtone à la respiration survient dans les réservoirs les plus jeunes et dans les zones peu profondes où les sols larguent de la matière organique. Ceci est aussi mis en évidence par une activité bactérienne similaire dans les lacs et les réservoirs de plus de 7 ans, quoiqu'il n'y ait pas de preuve évidente que l'âge du réservoir ait un effet important sur l'activité bactérienne mesurée (chapitres 18, 19). Toutefois, l'âge du réservoir a un effet sur la disponibilité du COD et des éléments nutritifs, qui influencent positivement l'activité bactérienne (figures 26.2 à 26.5).

La communauté zooplanctonique a aussi été affectée par la production primaire plus élevée dans les années suivant la mise en eau, la biomasse de la communauté ayant augmenté. Cependant, le zooplancton a été plus affecté par le temps de séjour de l'eau et la température de l'eau que par la disponibilité de nourriture. Dans les réservoirs boréaux, ces conditions ont favorisé la croissance des communautés de cladocères et de rotifères et ont influencé la dynamique des échanges de carbone avec l'atmosphère. Par exemple, la respiration totale de la communauté planctonique dans les réservoirs et dans les lacs représentait plus de 90 % des flux de CO₂ mesurés à l'interface eau-air (chapitre 20).

Échange à l'interface eau-air

Les apports terrestres allochtones de carbone, la physicochimie de l'eau, la dynamique sédimentaire et la production biologique dans un système déterminent la concentration de CO₂ et de CH₄ dissous dans l'eau, et affectent les flux de GES à l'interface eau-air. Cependant, les mécanismes qui prennent place à cet interface sont plutôt complexes et rendent difficile l'estimation des coefficients d'échange (ex. : k_{600}) requis pour calculer les flux de GES par des méthodes indirectes (couche limite, gradients de concentration, etc.) (chapitres 2, 3, 14 ; Guérin et al. 2003, Duchemin et al. 1995). Ainsi, les mesures directes des flux à l'interface eau-air doivent intégrer tous les processus et indiquer la direction réelle des flux, hors du système (source de GES) ou vers le système (puits de GES). Avec moins de 20 % de variation entre les techniques, les méthodes directes et indirectes sont comparables (Lannemezan 2004). Les erreurs associées aux techniques de mesure des flux de GES sont plus faibles que les variations naturelles GES. Il est donc très important de connaître le plus précisément possible les variations spatiales et temporelles des flux de GES.

Lorsqu'ils atteignent leur maximum 3 à 5 ans après la mise en eau, les flux dans les réservoirs réservoirs sont généralement 3 à 6 fois plus élevés que dans les lacs naturels. Dans les réservoirs boréaux de plus de 10 ans, les flux varient entre -1 800 et 11 200 mg CO₂ m⁻²·jour⁻¹ et sont similaires à ceux des systèmes naturels dont les valeurs varient entre -460 et 10800 mg CO₂ m⁻²·jour⁻¹. De façon générale, les émissions provenant du dégazage en aval des barrages et les émissions sous forme de bulles (ébullition) sont très peu rapportées dans les régions boréales où les émissions diffuses sont considérées comme la voie principale d'émission des GES. Les émissions de méthane sont généralement très faibles dans les régions boréales ; cependant, elles peuvent être substantielles dans certaines zones tropicales où l'ébullition est une voie importante d'émission (chapitres 11, 12, 22).

Au Québec, où la plus importante série de données est disponible (10 ans de mesures systématiques), le suivi de l'évolution temporelle des émissions de CO₂ et de CH₄ a été réalisé sur plusieurs réservoirs d'âges différents (de 2 à 90 ans). Les résultats indiquent une augmentation rapide des émissions de GES peu après la mise en eau, suivie d'un retour aux valeurs mesurées dans des lacs naturels ou des rivières (après 10 ans pour le CO₂ et 4 ans pour le CH₄). Les valeurs moyennes de CO₂ varient entre -3 400 et 16 700 mg CO₂ m⁻²·jour⁻¹

¹pour les réservoirs et entre $-5\,700$ et $10\,900$ $\text{mg CO}_2\text{m}^{-2}\text{jour}^{-1}$ pour les lacs naturels. Bien qu'il y ait moins de données disponibles, des tendances similaires ont été observées dans la plupart des réservoirs étudiés dans d'autres régions boréales (Finlande, Colombie-Britannique, Manitoba, Terre-Neuve-Labrador), semi-arides (Arizona, Nouveau-Mexique, Utah) et tropicales (Panama, Brésil, Guyane Française, chapitres 8, 9, 11, 12). Dans les régions tropicales, le temps requis pour un retour à des valeurs naturelles est parfois plus long, dépendamment des conditions de qualité de l'eau. Par exemple, lorsque des conditions anoxiques prévalent, la production de CH_4 diminue lentement et peut être maintenue pour de plus longues périodes par un apport de carbone provenant du bassin versant. Cependant, de telles situations sont rares dans la plupart des réservoirs étudiés (chapitres 11, 12).

Alors que les mesures directes révèlent l'ampleur des flux de GES, ces flux ne sont pas nécessairement reliés à l'effet réservoir, mais peuvent être parfois reliés à d'autres paramètres comme les apports provenant du bassin versant et des échanges atmosphériques. Tel que mentionné précédemment, il est difficile de séparer la contribution individuelle de chaque paramètre au cycle du carbone. Cependant, l'emploi d'isotopes stables comme traceurs (^{13}C , ^{15}N , ^{18}O) a permis de distinguer entre le CO_2 d'origine terrestre de celui d'origine atmosphérique (chapitre 15). Cette technique permet de distinguer la contribution de la décomposition de la matière organique dans les sols inondés de la matière organique autochtone produite par la production primaire (chapitre 15). Les émissions de surface obtenues par des mesures directes sont habituellement surévaluées par rapport à celles résultant de processus propres aux réservoirs. Par exemple, les flux moyens de diffusion de CO_2 estimés sur le réservoir Robert-Bourassa (Complexe La Grande) par la technique des isotopes stables étaient 2 à 3 fois plus faibles que ceux obtenus par des mesures directes. À cet égard, des modèles développés pour mesurer les échanges gazeux eau-air peuvent aider à déterminer la contribution des mécanismes principaux responsables des émissions de GES. Les résultats fournis par un tel modèle calibré sur deux réservoirs boréaux (nord du Québec) ont révélé que le vent et la température de l'eau exercent une influence sur les flux de GES (chapitre 21).

Caractéristiques des réservoirs

L'action mécanique du vent, des vagues et de la glace, et les caractéristiques biophysiques du réservoir ont un effet sur le cycle du carbone et peuvent affecter significativement les émissions de GES par les plans d'eau. La proportion de la superficie totale de terre inondée dans la zone de marnage est un bon indicateur de l'ampleur et de la durée de l'action active des vagues sur le transfert du carbone des sols inondés à la colonne d'eau. Cette érosion de matériel organique augmente la disponibilité du carbone (dissous ou particulaire) et des éléments nutritifs pour la production primaire. Dans les zones peu profondes normalement protégées de l'action des vagues, ce processus actif joue un rôle durant des périodes prolongées, où la matière organique n'a pas été érodée. Par exemple, dans les réservoirs du Complexe La Grande, les sols inondés sont généralement minces, érodés rapidement et déposés subséquemment dans des zones profondes plus froides, ce qui devient peu propice à la décomposition bactérienne (Chartrand et al. 1994, tableau 26.2, figures 26.2 et 26.3). Dans les eaux peu profondes où les taux de dilution de l'eau sont réduits, les flux de CO₂ et de CH₄ sont 2 ou 3 fois plus élevés que dans des lacs naturels. Ce phénomène confirme que certaines quantités de carbone et d'éléments nutritifs provenant des sols inondés sont recyclées et maintenues dans la colonne d'eau pour des périodes excédant 10 ans.

Les sols organiques (tourbes) qui sont inondés périodiquement ou en permanence contribuent plus activement à la production de méthane que les sols émergés (chapitre 18). Les taux d'oxydation du méthane sont donc plus élevés dans les tourbières exondés que dans les sols forestiers inondés ou dans les sédiments lacustres. Les taux les plus faibles d'oxydation du méthane se rencontrent dans le sol forestier, composé de sols typiques non perturbés, où les taux de production de CH₄ sont près des valeurs les plus faibles des réservoirs. La plupart du CH₄ produit dans les zones peu profondes des réservoirs peut être oxydé dans la colonne d'eau. Dans les secteurs peu profonds de la zone de marnage, les émissions de GES à partir de substrats inondés ne sont probablement pas importantes à long terme, car la majorité des sols dans ces zones sont érodés rapidement (figures 26.3). Les résultats obtenus dans les réservoirs du Complexe La Grande, ont révélé que l'érosion de la matière organique dans la zone de marnage était à son maximum durant les premières années et qu'elle diminue rapidement après 5 à 10 ans (Chartrand et al.

1994, chapitre 8). Des résultats similaires ont été obtenus dans le réservoir Petit Saut (Lannemezan, 2004, figures 26.4 et 26.5). Le rapport entre la surface inondée et le volume annuel d'eau s'écoulant dans le réservoir est un autre indicateur de l'ampleur de l'augmentation en carbone labile et en éléments nutritifs après la mise en eau. Le volume annuel d'eau s'écoulant dans un réservoir est considéré comme un facteur de premier plan parce que : (1) il est un indicateur de la capacité de dilution des éléments nutritifs et du carbone largués dans la colonne d'eau, (2) il joue un rôle dans l'étendue de l'épuisement de l'oxygène et de la production de méthane, et (3) il contribue à l'exportation d'éléments nutritifs et de carbone hors du réservoir, réduisant la production autochtone. Les réservoirs construits dans les vallées escarpées des montagnes sont généralement profonds, couvrent une petite superficie, ont des courts temps de séjour de l'eau et possèdent d'importants volumes d'eau pour la production d'énergie. Ces réservoirs en montagne sont donc les plus performants en terme d'émissions de GES par unité d'énergie produite. D'un autre côté, les réservoirs construits sur des plateaux sont les moins performants en terme d'émissions de GES par unité d'énergie produite. Ce sont généralement des réservoirs peu profonds, avec de très grandes superficies inondées où les temps de séjour de l'eau sont plus longs (chapitres 8, 9, 11 12).

Évaluation des émissions nettes de GES par les réservoirs

Les émissions plus élevées de GES par les réservoirs durant les premières années suivant la mise en eau sont la conséquence directe de l'immersion des forêts, de leurs sols et des sédiments de tourbière. Ces émissions proviennent du largage de carbone labile et d'éléments nutritifs disponibles pour les organismes de production lors de la mise en eau. Cependant, après une période d'environ 10 ans, tous les paramètres biologiques, de qualité de l'eau et les flux de GES, montrent que les réservoirs se comportent comme des lacs naturels (chapitres 8, 17 18, Schetagne 1994, Chartrand et al. 1994, Therrien 2003). Devant ces résultats, les réservoirs devraient donc être considérés comme des lacs naturels lors de l'évaluation des émissions nettes de GES à long terme .

Pour les lacs naturels, les apports terrestres allochtones sont généralement déterminés par les caractéristiques biophysiques du bassin versant qui varient relativement peu dans le temps ; ainsi, les

émissions de CO₂ vers l'atmosphère devraient aussi être relativement constantes. Ceci est probablement encore plus important pour les réservoirs puisque les temps de séjour de l'eau y sont beaucoup plus courts que dans les lacs.

Les résultats présentés dans cette monographie et plusieurs autres études suggèrent que les lacs naturels et les rivières sont des émetteurs substantiels de CO₂ et de CH₄ alors que les estuaires et les écosystèmes terrestres peuvent être soit des sources ou des puits de GES selon les stades de successions biologiques (chapitres 4, 6). De plus, cette monographie démontre que la création de réservoirs a un impact direct sur la production accrue de GES durant les premières années suivant la mise en eau. Afin d'évaluer adéquatement les émissions nettes de GES des réservoirs, il est devenu essentiel dans le cadre des projets futurs de déterminer les émissions des différents écosystèmes du bassin versant avant et après la création du réservoir. Cependant, le processus d'évaluation quantitative des changements induits dans les émissions de GES par l'inondation demeure très complexe, long et coûteux, car il requiert une compréhension du cycle du carbone à l'échelle du bassin versant incluant le segment aval de la rivière entre le barrage et l'estuaire. À cause de leur complexité, de telles évaluations quantitatives sont rarement entreprises. Quoiqu'il en soit, il importe dès maintenant d'élaborer une méthodologie pour déterminer les émissions nettes induites par les réservoirs (World Commission of Dams, 2000). Une approche mise de l'avant par le WCD propose de considérer les émissions de GES comme des émissions nettes pour (1) évaluer les sites futurs de réservoirs spécifiques, tel que les barrages hydroélectriques, et (2) pour estimer l'ensemble des changements anthropiques affectant les sources et les puits de CO₂ et de CH₄. Le WCD (2000) estime aussi que plusieurs paramètres biochimiques majeurs qui influencent les émissions de GES des régions tropicale et boréale (tel que la teneur initiale en carbone, l'hydrodynamique, le temps de séjour, les apports et les sorties de COD et de COP, etc.) devraient faire l'objet de recherches plus intenses. De plus, puisqu'il existe d'importantes variations temporelles et spatiales dans les flux de GES provenant autant des écosystèmes aquatiques que terrestres, nous suggérons d'utiliser une échelle temporelle de 100 ans qui

intégrerait la plupart des variations naturelles au niveau du bassin versant, tel que proposé par le WCD (2000).

Selon cette approche globale, les émissions nettes des réservoirs devraient être inférieures à celles mesurées directement à l'interface eau-air comme celles présentées dans cette monographie ou dans d'autres publications scientifiques. Une première estimation effectuée au réservoir Petit Saut a démontré que les émissions nettes sont environ 30 % inférieures à celles mesurées directement sur le réservoir (chapitre 12). Une étude utilisant les isotopes stables conduite sur le réservoir Robert-Bourassa suggère une tendance similaire (chapitres 8, 14, Therrien 2003).

Comparaison des émissions de GES des différentes sources d'énergie

La planification énergétique dans un contexte de développement durable requiert une comparaison des avantages et des inconvénients des différentes sources d'énergie, sur la base d'un cycle de vie des installations, pour l'estimation des facteurs d'émission des polluants les plus nocifs (SO_x, NO_x, PM, etc.) et des principaux gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O, etc.) inclus dans le Protocole de Kyoto (US DOE 1998, Spath et al. 1999, Sones et al. 1999, Spath and Mann 2000, US EPA 2000, Hydro-Québec 2000, IAEA 2001).

Sur la base des facteurs d'émission de GES identifiés pour les réservoirs hydroélectriques par l'IAEA (1996) et par différentes études effectuées au cours de la dernière décennie sur une variété et un grand nombre de réservoirs (tableau 26.1), on peut conclure à la grande performance de l'hydroélectricité, les facteurs d'émission étant d'un ou deux ordres de grandeur inférieurs aux facteurs d'émission des centrales thermiques. Toutefois dans le cas de certains réservoirs tropicaux, tel que le réservoir Petit Saut en Guyane Française ou certains réservoirs au Brésil, les émissions de GES pourraient, durant une certaine période, excéder significativement les émissions produites par les centrales thermiques. Des valeurs similaires ont été obtenues par différentes études (ex. : Rosa and Scheaffer 1994, 1995, Fearnside 1996, Gagnon and van de Vate 1997). L'utilisation de technologies plus efficaces, telles que les centrales à gaz à cycle combiné, réduirait les émissions de GES reliées aux centrales thermiques. Ces centrales ont les facteurs

d'émission parmi les plus faibles (400 – 500 g CO₂ équiv./kWh(e)h⁻¹, tableau 26.1). Comme les coûts associés à la réduction des émissions de GES par cette technologie sont raisonnables (Spath 2000, US EPA 2000), cette dernière est déjà utilisée à travers le monde. La réduction des émissions de GES des centrales au charbon est également possible (US.DOE, 1998), quoique les coûts sont beaucoup plus élevés.

Dans le contexte de ce volume, seuls les facteurs d'émission des GES ont été pris en considération ; cependant, les comparaisons environnementales globales entre les différentes options énergétiques devraient aussi inclure d'autres polluants (SO_x, NO_x, PM, etc.). En ce qui concerne les émissions de GES, les observations générales découlant des résultats présentés dans cette monographie et des données apparaissant dans le tableau 26.1 :

- les facteurs d'émission de GES par l'hydroélectricité produite dans les régions boréales sont significativement inférieurs aux facteurs d'émission correspondants aux centrales thermiques (de < 2 % à 8 % de n'importe quelle type de production thermique conventionnelle) ;
- les facteurs d'émission de GES par l'hydroélectricité produite dans les régions tropicales couvrent une plage beaucoup plus vaste de valeurs (par exemple, une plage de plus de deux ordres de grandeur pour les 9 réservoirs brésiliens). Pour un cycle de vie de 100 ans, ces facteurs d'émission pourraient atteindre des valeurs très faibles ou très élevées, variant de moins de 1 % à plus de 200 % des facteurs d'émission obtenus pour les centrales thermiques ;
- les facteurs d'émission nette de GES pour l'hydroélectricité devraient être, à première vue, de 30 % à 50 % moins élevés que les valeurs couramment rapportées.

Conclusions et recherches futures

Avec cette synthèse, nous avons fait progresser d'un pas notre compréhension de la dynamique des GES dans les réservoirs. Les processus responsables de l'émission de GES dans les réservoirs boréaux, semi-arides et tropicaux sont similaires (tableaux 26.2, figures 26.1 à 26.5). Les différences majeures sont reliées à la présence plus fréquente de conditions anoxiques dans les réservoirs tropicaux, lesquelles favorisent et maintiennent la méthanogénèse sur de plus longues périodes (>10 ans). De plus, dans les réservoirs boréaux et semi-arides, les émissions de GES

entre les lacs naturels et les réservoirs âgés de plus de 10 ans d'un même bassin versant sont similaires.

Cette monographie a traité de plusieurs enjeux et problèmes soulevés lors de la réunion de l'atelier d'experts de la World Commission on Dams tenue à Montréal en 2000. Bien que plusieurs études menées sur différents réservoirs boréaux et tropicaux aient porté sur les processus responsables des émissions de GES et que des tentatives aient été faites pour évaluer les émissions nettes de GES pour de grands bassins versants et sur une échelle temporelle de 100 ans, plusieurs questions doivent encore être abordées.

Puisque les estimés d'émission de GES devraient être établis pour des échelles temporelles > 100 ans, il est crucial de développer des outils (ex. : le modèle du chapitre 12) pour prédire les émissions de GES pour les projets de réservoirs futurs, incluant les impacts des changements climatiques à long terme sur ces milieux (www.cics.uvic.ca/scenarios). L'emploi de modèles prédictifs sera très important pour la diminution du coût des projets et la réduction de leurs impacts.

Pour utiliser adéquatement de tels modèles, l'information suivante doit être obtenue :

- inter calibration des techniques d'échantillonnage et de mesures des GES et optimisation des stratégies d'échantillonnage pour accroître la couverture spatiale et temporelle ;
- mesure des GES sur une plus grande diversité de réservoirs pour déterminer l'hétérogénéité temporelle et spatiale des émissions par ébullition et par diffusion ;
- mesure des GES à des sites de référence, tels que des rivières, des lacs, des forêts et des milieux humides pour en déterminer l'hétérogénéité temporelle et spatiale ;
- détermination de la proportion de GES émis en relation avec les apports de carbone provenant des sols ou des sédiments inondés dans un bassin versant ;
- détermination de la durée de séjour du carbone dans les réservoirs, les lacs naturels et les segments avals des réservoirs jusqu'aux estuaires.

L'intégration des flux au niveau du bassin versant avant et après la mise en eau des réservoirs en tenant compte des types de milieux mis en eau est essentielle avant de pouvoir tirer des conclusions majeures. La simple comparaison des flux par unité de surface entre

les réservoirs et les lacs n'est pas suffisante. Les données générées par des études intégrées permettront une évaluation plus adéquate des émissions de GES par les réservoirs et les milieux naturels.