

Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale

RÉTROSPECTIVE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Isabelle St-Onge, Pierre Bérubé et Pierre Magnan

Introduction

L'accroissement de la demande pour la matière ligneuse et les produits du bois, couplé à l'arrivée de machineries plus performantes et à l'instauration de nouvelles pratiques sylvicoles, ont rendu l'industrie forestière très florissante. Cette intensification des activités forestières est susceptible d'avoir des effets, non seulement sur les écosystèmes terrestres, mais également sur les lacs et rivières qui les drainent. Les feux de forêt peuvent également affecter les écosystèmes aquatiques en provoquant une déforestation de leur bassin versant. Comme les pratiques d'exploitation forestière impliquent parfois des coupes de récupération dans les secteurs ayant subi de grands feux, il est primordial de connaître l'effet de ces perturbations sur les écosystèmes aquatiques et ce, dans un contexte de gestion durable des ressources. L'objectif de cette rétrospective de la littérature vise donc à dresser un bilan de l'état actuel des connaissances concernant les impacts des coupes et des feux sur les milieux aquatiques et, en particulier, sur les écosystèmes de la forêt boréale.

Approche méthodologique

Sans être exhaustive, cette rétrospective de littérature couvre les principales composantes de l'environnement aquatique susceptibles d'être touchées par les interventions forestières et les incendies de forêt. La mise à jour des publications scientifiques pertinentes a été réalisée à l'aide d'une recherche signalétique informatisée regroupant les banques usuelles de références bibliographiques. Au total, quelque 150 articles publiés au cours des deux dernières décennies ont été recensés.

Dans la majorité des cas, les travaux cités portent sur des études nord-américaines qui ont évalué les impacts en rivière de l'exploitation forestière. Les données émanant de travaux effectués en lac sont plutôt rares et souvent fragmentaires. Toutefois, bien que la dynamique des lacs et des rivières soit très différente, les renseignements issus de la littérature récente peuvent aider à émettre certaines hypothèses s'appliquant au milieu lacustre et à établir des liens de similitude ou des analogies entre ces deux écosystèmes. Les

renseignements actuels dont on dispose sur les feux de forêt traitent surtout de la qualité physico-chimique de l'eau et ils intègrent très peu les différents compartiments des réseaux trophiques.

Modifications de l'habitat du poisson

Il existe un lien étroit entre les caractéristiques des bassins versants et les lacs et cours d'eau qu'ils contiennent. De ce fait, l'exploitation forestière et les feux de forêt sont susceptibles de modifier les régimes hydrologique, sédimentologique et thermique, ainsi que la physico-chimie de l'eau (apport d'oxygène, de substances nutritives et de sels minéraux ainsi qu'accumulation du mercure dans le réseau trophique).

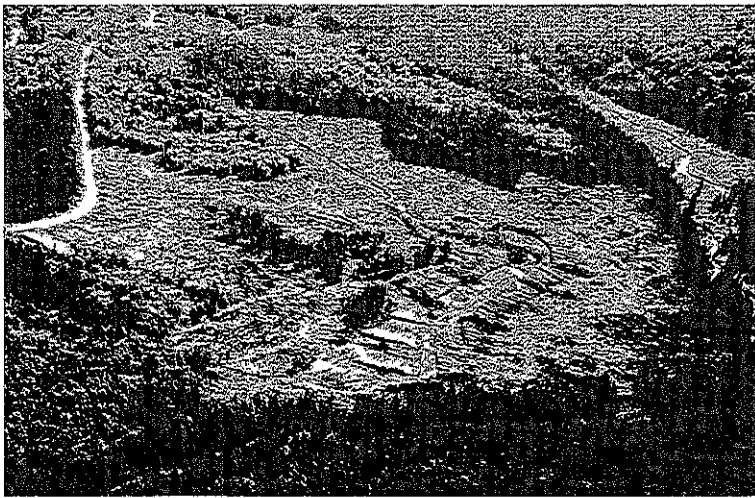
Régime hydrologique

De façon générale, l'écoulement de surface annuel de l'eau dans un bassin versant augmente en fonction de la proportion du massif forestier coupé. L'enlèvement de la couverture végétale entraîne une réduction de l'interception de la pluie et de la neige par la voûte de feuillage et une baisse de l'évapotranspiration (Plamondon, 1981; Hetherington, 1987; Chamberlin *et al.*, 1991). Il s'ensuit un accroissement du ruissellement des eaux alimentant les cours d'eau. (Hicks *et al.*, 1991). La capacité d'interception et d'évapotranspiration des arbres varie selon la structure d'âge et le type de peuplement ainsi qu'en fonction des conditions climatiques régionales (Bosch et Hewlett, 1982; Miller *et al.*, 1997). Dans une étude réalisée en forêt boréale, Nicolson *et al.* (1982) ont montré que l'augmentation de l'écoulement annuel après une coupe variait entre 44 % et 300 %.

La hausse du débit moyen annuel d'un cours d'eau n'engendrerait pas, en elle-même, d'impacts négatifs sur le milieu aquatique. Ce sont plutôt les conditions hydrologiques extrêmes, notamment celles d'amplitude élevée survenant de façon épisodique, qui risquent de modifier la

Isabelle St-Onge, M. Sc., biologiste;
Pierre Bérubé, M. Sc., biologiste et professeur associé
à l'Université du Québec à Trois-Rivières;
Pierre Magnan, Ph. D., professeur, chercheur en écologie
aquatique à l'Université du Québec à Trois-Rivières

configuration du lit et, par conséquent, les autres composantes du cours d'eau. À ce chapitre, il importe de considérer les débits de pointe, lesquels sont des écoulements maxima provoqués par des orages localisés de courte durée, des précipitations de longue durée et la fonte du couvert nival. Le déboisement s'accompagne souvent d'une augmentation du débit de pointe, lequel s'accroît avec la superficie coupée (Van Der Vinne et Andres, 1988b; Plamondon, 1993; Stednick, 1996). Une coupe à blanc couvrant moins de 33 % de la superficie totale d'un bassin versant perturberait rarement le régime d'écoulement, alors qu'une coupe de plus de 50 % présenterait un risque élevé d'accroissement des débits de pointe, notamment à cause de la diminution marquée de l'effet de la désynchronisation des taux de fonte (Plamondon, 1993). L'effet de la coupe augmenterait aussi en fonction de



Coupe forestière effectuée sur une vaste superficie d'un bassin versant à pente escarpée. Le lessivage et l'érosion marqués du sol favoriseront un transport et un dépôt accrus de sédiments dans le cours d'eau en période de crue printanière et lors d'épisodes de pluies diluviennes.

l'étendue des surfaces compactées, tels les chemins d'accès, les sentiers de débardage et les jetées (Harr *et al.*, 1979). La compaction occasionnée par le passage de la machinerie et le réseau routier diminue la porosité du sol, la capacité de rétention d'eau du sol et l'infiltration d'eau dans celui-ci. Ceci explique aussi l'augmentation des débits de pointe, mais signifie également une recharge moins importante de la nappe phréatique. Cette dernière constituant le principal apport d'eau de surface pendant les périodes sèches d'étiage, ces faibles débits peuvent se produire plus tôt en saison et être davantage marqués (FISCRWG, 1998). En ce sens, les débits d'étiage peuvent être un facteur limitant pour la faune aquatique.

Par ailleurs, le ruissellement de surface se produit quand le niveau de la précipitation dépasse la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol (Llamas, 1992). Les caractéristiques naturelles régissent ce phénomène, mais sont aussi affectées par les transformations d'origine anthropique. Entre autres, la formation d'ornières peut concentrer

et accélérer le ruissellement, augmentant ainsi les débits de pointe et l'érosion qui favoriseront à leur tour l'incision en profondeur du lit du cours d'eau récepteur.

L'augmentation des débits de pointe au-dessus des seuils habituels favorise l'érosion des berges et du lit du plan d'eau (Stednik, 1996). L'apport additionnel d'eau de surface causé par la coupe contraint le cours d'eau à rechercher un nouvel équilibre en réponse au changement du régime d'écoulement (Bravard et Petit, 1997). Il en résulte une augmentation du transport des particules fines qui proviennent du sol, des rives et du lit, et dont l'impact négatif sur l'habitat du poisson sera discuté à la prochaine section.

La durée du dérèglement des débits de pointe est fonction du temps nécessaire à la reconstitution d'un couvert végétal de taille et de densité suffisantes pour occasionner l'interception de la pluie et une évapotranspiration en bonne quantité. Dans le cas des débits de pointe causés par les crues de pluie (bassin de moins de 25 km²), les perturbations commenceraient à diminuer après cinq ou dix ans et, dans le pire des scénarios, pourraient persister de 30 à 70 ans (Plamondon, 1993). En ce qui a trait aux débits de pointe causés par les crues de fonte (bassins de 25 km² ou plus), l'impact serait plus marqué en forêt boréale où il durerait entre 15 et 25 ans, tandis qu'en forêt feuillue, il ne devrait pas excéder une dizaine d'années. En s'appuyant sur la dynamique des débits de pointe, Bérubé et Cabana (1997) ont élaboré un modèle de détermination du pourcentage maximal de coupe tolérable à l'intérieur d'un bassin versant pour protéger l'habitat du poisson. Ce modèle suggère que les bassins compris entre 0 et 5 km², entre 5,1 et 15 km², ainsi que ceux supérieurs à 15 km² ne devraient pas être déboisés sur plus de 55 %, 45 % et 35 % de leur superficie respective.

Régime sédimentologique

Les racines des arbres à la surface du sol ont comme aptitude de retenir une fraction des eaux de ruissellement et de fonte des neiges, ainsi que d'assurer l'ancrage et la cohésion du sol (Howes, 1987; Pearce *et al.*, 1987; Tsukamoto et Minematsu, 1987). L'extraction du couvert végétal met le sol minéral à nu et le comprime à certains endroits, diminuant ainsi la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol et augmentant subséquemment le ruissellement de surface (Roberge, 1996). Les travaux d'Anderson (1998) illustrent bien que l'augmentation de la charge sédimentaire dans les plans d'eau s'avère sans contredit le facteur qui crée les plus grands dommages aux habitats pendant et après les interventions forestières. En forêt boréale, ce problème est accentué compte tenu que les sols sont plutôt minces, peu profonds et facilement érodables (Scruton *et al.*, 1995). Les principales sources de sédiments sont liées à l'affaissement des sols situés sur des pentes abruptes (Swanston, 1991), aux glissements de terrain (Howes, 1987), à l'érosion de surface et à celle des berges (Hetherington, 1987).

Outre les événements naturels qui interviennent à ce chapitre, la construction de la voirie apparaît fortement responsable des phénomènes d'érosion qui surviennent en milieu forestier (Burns, 1972; Van Der Vinne et Andrés, 1988a; Furniss *et al.*, 1991; Murphy et Milner, 1997; Schindler, 1998) et contribuerait en majeure partie à l'augmentation des sédiments dans les plans d'eau (Brown, 1983; Everest *et al.*, 1987; Clarke *et al.*, 1998a). Une étude réalisée en Alberta a démontré que les charges annuelles en sédiments avaient doublé dans le ruisseau Wampus Creek, principalement en raison de la construction des routes et, dans une moindre mesure, à la suite des coupes intensives qui ont été faites dans le bassin de Tri Creeks (Van Der Vinne et Andrés, 1988a). De plus, un usage régulier de ces routes après leur construction pourrait causer un apport chronique de sédiments dans les rivières (Murphy et Milner, 1997).

En outre, il existe de plus en plus d'évidence à l'effet que le nombre de ponts et de ponceaux enjambant les cours d'eau soit positivement corrélé à la quantité de sédiments fins trouvés dans les rivières (Megahan et Kidd, 1972; Van Der Vinne et Andrés, 1988a; Eaglin et Hubert, 1993; Murphy et Milner, 1997). Le mauvais dimensionnement ou l'installation inadéquate de ces structures, de concert avec le passage à gué de la machinerie dans les cours d'eau, favoriseraient également l'ensablement du lit des rivières. Les résultats préliminaires de travaux en cours dans la réserve faunique des Laurentides tendent à démontrer qu'il y a un apport significatif de sédiments fins sur des frayères potentielles à omble de fontaine, situées à plus de 50 m en aval de ponceaux nouvellement aménagés (Lachance et Dubé, 2001 : comm. pers.). Tel que mentionné précédemment, la déforestation est souvent accompagnée d'une augmentation des débits de pointe. Dans plusieurs cas, l'érosion des berges causée par un débit anormalement élevé constitue aussi une source non négligeable de sédiments (Hartman *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989).

Les feux de forêt peuvent également influencer la quantité de sédiments déposés dans les rivières. Megahan *et al.* (1995) ont observé que la charge annuelle en sédiments augmentait de 97 % dans les dix années suivant une coupe forestière. L'accélération de l'érosion de surface s'expliquait principalement par les feux qui étaient allumés volontairement à la suite de déboisement. À l'opposé, Cerdà *et al.* (1995) et Kochenderfer *et al.* (1997) ont noté que les feux de forêt ne produisaient pas de dégradations à long terme de l'écosystème, les pertes d'eau et de sédiments étant limitées à la première année suivant le feu. La durée de la dégradation de l'habitat, occasionnée par les feux de forêt, dépendrait de la vitesse de reboisement du bassin versant (Cerdà *et al.*, 1995; Megahan *et al.*, 1995).

Une fois introduits dans la rivière, les sédiments peuvent être transportés selon deux mécanismes : 1) le transport en suspension, par lequel les particules fines (diamètre < 1 mm) sont d'abord maintenues dans la colonne d'eau par la turbulence et le courant de l'eau (Scrivener et Brownlee,

1989). Celles-ci sont ensuite transportées sur de longues distances et sédimentent finalement dans les portions d'eau calme de la rivière (Murphy et Hall, 1981; Everest *et al.*, 1987; Roberge, 1996); 2) la charge de fond, où les grosses particules (diamètre de 1 mm ou plus) sont véhiculées par saltation ou par roulement le long du cours d'eau (Scrivener et Brownlee, 1989). Suivant ces deux modèles de dispersion, les apports de sédiments sont susceptibles d'affecter l'éclosion et le développement des larves de certaines espèces de poissons. D'une part, les sédiments modifieraient la composition, la structure et la porosité du substrat d'origine (Cederholm *et al.*, 1981), en colmatant les interstices du gravier des frayères; d'autre part, ils produiraient une barrière physique et réduiraient la percolation de l'eau et l'apport d'oxygène dans le milieu (Ringler et Hall, 1975; Murphy *et al.*, 1981; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989). En plus de restreindre le taux de survie des œufs et des alevins, la quantité de sédiments fins accumulés dans le substrat pourrait aussi affecter l'abondance (Hawkins *et al.*, 1983; Vuori et Joensuu, 1996; Van Lear *et al.*, 1998) et la diversité (Wagener, 1984; Bode, 1988; Bérubé et Poliquin, en préparation) des invertébrés benthiques servant de nourriture aux poissons.

Finalement, la durée et l'intensité des impacts causés par la sédimentation dépendent de plusieurs facteurs tels le type de pratique forestière (Burns, 1972; Graynoth, 1979; Murphy *et al.*, 1986), la géologie et la pente du bassin versant (Murphy *et al.*, 1981; Brown, 1983; Everest *et al.*, 1987; Vuori et Joensuu, 1996), le gradient et la topographie du cours d'eau (Newbold *et al.*, 1980; Murphy *et al.*, 1981; Grant *et al.*, 1986), les forces hydrauliques (Curry *et al.*, 1993; Curry et Devito, 1996) ainsi que le climat (Bolin et Ward, 1987; Robinson *et al.*, 1994; Cerdà *et al.*, 1995).

Régime thermique

La température est le facteur clé de la régulation des activités biologiques dans les écosystèmes aquatiques. Les modèles journalier et saisonnier de température dans les rivières influencent la plupart des réponses comportementales des organismes aquatiques (Brown, 1983) et conditionnent, en partie, l'abondance et la distribution spatiale de plusieurs espèces de poissons (Beschta *et al.*, 1987). L'augmentation de la température, à la suite de la suppression des lisières boisées et au retrait de la couverture végétale, est un phénomène qui s'observe surtout au niveau des rivières. Cette question est particulièrement bien documentée par Macdonald *et al.* (1998) et Scruton *et al.* (1998). La principale source de chaleur pour une rivière qui coule en milieu forestier est l'énergie solaire, qui atteint directement la surface de l'eau (Brown, 1983). L'augmentation de la température de l'eau dans une rivière après le déboisement est donc directement proportionnelle à la surface de l'eau exposée aux radiations solaires (Beschta *et al.*, 1987).

Après le déboisement et la construction de routes le long du ruisseau South Fork en Californie, Burns (1972) a noté une augmentation de 140 % des radiations solaires

incidentes, ce qui a entraîné une hausse de la température moyenne du cours d'eau de 11,1 °C. Cette élévation draconienne de la température correspond sensiblement aux résultats obtenus dans le cadre d'études similaires effectuées ailleurs en Amérique du Nord (Lee et Samuel, 1976; Krause, 1982; Lynch *et al.*, 1984; Noël *et al.*, 1986; Hetherington, 1987; Garman et Moring, 1991; Plamondon, 1993).

À l'échelle saisonnière, le déboisement aurait aussi comme effet d'abaisser la température moyenne de l'eau en hiver (Murphy et Milner, 1997), puisqu'il conduit à la perte de l'isolation thermique par la couverture végétale. Ainsi, après une coupe à blanc réalisée dans une rivière de Pennsylvanie, Lynch *et al.* (1984) ont mis en évidence des diminutions significatives de la température de l'eau de 3,9 °C en novembre, et de 1,4 °C en décembre.

En plus de causer une augmentation de la température en été et une diminution de celle-ci en hiver, l'enlèvement de la couverture végétale engendre aussi de grandes fluctuations journalières de température. Lynch *et al.* (1984) ont aussi enregistré une variation journalière maximale de 17 °C au mois de juin dans une rivière d'un bassin versant complètement déboisé. De même, Garman et Moring (1991) ont noté une hausse des fluctuations de la température journalière de 3,5 °C après coupe, ainsi qu'un retard du refroidissement automnal de la rivière Piscataquis située dans le Maine. Ces changements brusques de température quotidienne pourraient affecter certaines espèces de poissons sténothermes.

L'amplitude des changements de température est influencée par la profondeur et la largeur de la rivière, par son gradient, par son orientation et par sa superficie exposée aux radiations solaires (Brown, 1983; Holtby, 1988; Murphy et Milner, 1997). À débit comparable, une rivière large et peu profonde sera donc réchauffée plus vite qu'une rivière étroite et profonde (Brown, 1983; Chamberlin *et al.*, 1991). De plus, l'importance de l'impact lié à une réduction d'ombrage dépendra de la sensibilité thermique du cours d'eau, laquelle varie d'une région à l'autre (Stoneman et Jones, 1996). Ainsi, une hausse de température estivale enregistrée après une coupe présenterait plus de risques pour une rivière dont les eaux sont déjà relativement chaudes, comparativement à une rivière située en milieu nordique ou dont les eaux sont habituellement froides.

L'effet du retrait du couvert forestier sur la température peut être diminué en laissant une bordure de végétation suffisante le long des berges d'un cours d'eau afin de procurer un ombrage adéquat (Burns, 1972; Lee et Samuel, 1976; Ward, 1985; Beschta *et al.*, 1987; Binkley et Brown, 1993). Selon McNamee *et al.* (1987), les changements de température de l'eau des lacs, consécutifs à une baisse d'ombrage, sont peu probables. Toutefois, il est plausible de penser que des petits lacs pourraient subir une modification thermique si la température des tributaires qui les alimentent est altérée de façon tangible (Swift et Baker, 1973). Enfin, l'enlèvement des lisières boisées autour d'un lac peut causer une augmen-

tation de la vitesse des vents, ainsi qu'une modification de la composition floristique et structurale des espèces herbacées et arbustives qui colonisent le milieu riverain. Il peut en découler un refroidissement de la température de l'épilmnion et un changement de la stratification thermique du lac (Miller *et al.*, 1997).

Qualité physico-chimique de l'eau

Oxygène

L'oxygène étant essentiel à la vie, ses variations dans les écosystèmes aquatiques peuvent être fatales pour divers groupes d'organismes. Toutefois, au Québec, le maintien d'une lisière boisée protectrice de 20 m ou plus en périphérie des plans d'eau a contribué à ce qu'aucune baisse significative des teneurs en oxygène n'ait été jusqu'à maintenant détectable, à la fois sur la Côte-Nord, en Haute-Mauricie, en Abitibi et dans la région de Mont-Laurier, lorsque les cours d'eau étaient suffisamment larges pour être couverts par cette mesure de protection en terre publique (Plamondon *et al.*, 1982; Plamondon, 1993).



Chemin forestier sans réseau de drainage et empiétant sur un cours d'eau.

L'effet de la sédimentation sur la disponibilité en oxygène dans les frayères a maintes fois été décrit (Ringler et Hall, 1975; Graynoth, 1979; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). En colmatant les interstices du gravier, les sédiments fins réduisent les échanges d'oxygène entre la surface et l'intérieur du gravier. Ringler et Hall (1975) ont enregistré une baisse de 20 % de l'oxygène dissous dans les frayères d'une rivière de l'Orégon, dont le bassin versant avait été complètement déboisé, comparativement à une autre où seulement 25 % du bassin versant avait subi une coupe totale.

Il est connu que le pourcentage de saturation en oxygène dans l'eau est inversement proportionnel à sa température (Brown, 1983). Cette dernière peut donc influencer la quantité d'oxygène présente dans le gravier en diminuant sa solubilité (Ringler et Hall, 1975). Le développement,

l'émergence et la reproduction de certains invertébrés aquatiques pourraient également être affectés à des concentrations minimales d'oxygène (Nebecker, 1972; Lynch *et al.*, 1984).

Enfin, une quantité non négligeable d'oxygène dissous doit être disponible pour permettre l'oxydation des substances organiques générées par les débris de coupe. Les troncs d'arbres et les gros débris peuvent, en obstruant certains tronçons de rivière, provoquer la formation de cuvettes d'eau stagnante et parfois même d'étangs. À ces endroits, la diminution de la vélocité du courant et l'augmentation de la température de l'eau induisent des concentrations moins élevées en oxygène dissous (Brown, 1983). Cependant, on ne rapporte aucun cas où la teneur en oxygène s'est abaissée à un niveau critique pour les organismes aquatiques.

Substances nutritives et ions majeurs

Les nutriments, et plus particulièrement le phosphore, peuvent limiter la productivité primaire des plans d'eau s'ils sont en faible concentration dans le milieu aquatique, alors qu'ils peuvent accélérer le phénomène d'eutrophisation s'ils s'y trouvent en forte concentration (Roberge, 1996). À la suite du retrait du couvert végétal, l'assimilation des nutriments par la végétation est considérablement réduite (Jewett *et al.*, 1995; Pardo *et al.*, 1995; Rosén *et al.*, 1996) et la décomposition du sol est accélérée (Martin *et al.*, 1985; Hetherington, 1987). La réduction de l'évapotranspiration entraîne la percolation d'un plus grand volume d'eau à l'intérieur du sol (Plamondon, 1993). Cela n'est pas évident si le sol est compacté, si des ornières sont creusées et que l'infiltration s'en trouve réduite. Ainsi, les surplus de nutriments sont lixiviés par le ruissellement des eaux de surface ou par l'infiltration de celles-ci dans les nappes souterraines (Schindler *et al.*, 1980; Nicolson *et al.*, 1982; Hetherington, 1987).

Les changements de quantité et de concentration en nutriments dans les plans d'eau ont maintes fois été étudiés après une exploitation forestière ou un feu de forêt (Wright, 1976; McColl et Grigal, 1977; Schindler *et al.*, 1980; Plamondon et Gonzalez, 1982; Martin *et al.*, 1985; Spencer et Hauer, 1991; Jewett *et al.*, 1995; France *et al.*, 1996; Rosén *et al.*, 1996; Carignan *et al.*, 2000; Martin *et al.*, 2000 et ce numéro). Les résultats obtenus montrent des augmentations et des diminutions de certains éléments, mais aussi des valeurs de concentration semblables à celles mesurées avant la perturbation.

À la suite de l'exploitation forestière de deux bassins hydrographiques du centre de la Suède, Rosén *et al.* (1996) ont noté une augmentation des concentrations de potassium (K^+) et des principales formes d'azote (NH_4^+ : azote ammoniacal; NO_3^- : nitrates; N-organique et N-total) dans les rivières. Les concentrations en ions H^+ ont cependant diminué tandis que celles en calcium (Ca^{2+}), en magnésium (Mg^{2+}), en sodium (Na^+), en sulfates (SO_4^{2-}) et en chlorures (Cl^-) sont demeurées constantes. En Haute-Mauricie, les

travaux de Carignan *et al.* (2000) révèlent que les concentrations en phosphore total et en azote organique total ont au moins doublé dans une série de lacs touchés par les coupes et les feux, tandis que les teneurs en K^+ , en Cl^- et en Ca^{2+} ont plus que quintuplé. Quant aux teneurs en SO_4^{2-} et en NO_3^- , elles étaient respectivement six et 60 fois plus élevées dans les lacs touchés par les feux que dans ceux affectés par les coupes. Dans la plupart des cas, l'envergure de l'impact était directement proportionnelle au rapport entre l'aire déboisée (par le feu ou la coupe) et le volume ou la superficie du lac.

En comparant ces résultats avec d'autres études récentes réalisées en lac, Carignan et Steedman (2000) soulignent l'importance des caractéristiques du lac et du bassin versant quant aux effets que peuvent avoir les coupes forestières sur la qualité de l'eau. Par exemple, dans une étude menée en Ontario, Steedman (2000) a observé que les coupes forestières en forêt boréale n'auraient occasionné que de faibles changements sur la qualité de l'eau de trois lacs stratifiés. L'étude paléolimnologique de Scully *et al.* (2000) n'a révélé aucune augmentation des nutriments ou de matière organique à la suite de l'exploitation forestière effectuée en bordure d'un lac du Michigan. La variabilité des résultats serait probablement attribuable aux différences de morphométrie, de rapport de drainage et de temps de renouvellement en eau des lacs impliqués dans chacune des études (Carignan et Steedman, 2000). À ce titre, il devient risqué d'extrapoler à d'autres régions les effets observés sur un territoire donné.

Le lessivage des composés azotés constituerait le principal impact résultant des coupes forestières et des feux de forêt (Martin *et al.*, 1985; Roberge, 1996; Rosén *et al.*, 1996; Gerla et Galloway, 1998). À ce chapitre, Carignan et Steedman (2000) soulignent que les coupes forestières induiraient principalement des apports d'azote sous forme organique, tandis que les feux de forêt contribueraient davantage aux apports sous forme inorganique. À très court terme, soit dans les deux jours suivant un feu de forêt, Spencer et Hauer (1991) ont décelé des concentrations en phosphore et en azote de deux à 60 fois supérieures à celles observées avant la perturbation. Ces valeurs auraient été détectées sur une période s'étendant de quelques jours à quelques semaines seulement. Pour leur part, Lépisto *et al.* (1995) attribuent la hausse de la charge en nitrates à la physiographie des bassins, aux caractéristiques édaphiques et au taux de régénération de la végétation.

À l'opposé, des travaux de recherche réalisés au Minnesota par Wright (1976) et par McColl et Grigal (1977) ont montré que les concentrations en nutriments des lacs et des tributaires n'avaient pas été affectées par le feu et ce, même si les teneurs dans le sol et dans l'eau souterraine avaient augmenté. Il appert que le reboisement accéléré du bassin versant au cours de la saison suivant le feu a permis d'atténuer l'enrichissement des plans d'eau en substances nutritives. De même, l'étude effectuée par Lehmann (1994) en Mauricie n'a pas permis d'établir une relation significative entre les apports en nutriments et la superficie des coupes, sauf

lorsque l'étendue de ces dernières était supérieure à 50 % de la surface du bassin versant. Dans le cas des coupes de grande envergure, il pourrait y avoir rehaussement de la nappe phréatique jusqu'à la couche organique du sol, ce qui contribuerait à mobiliser le phosphore (Evans *et al.*, 2000).

Une diminution des apports allochtones de matière organique peut aussi modifier les propriétés chimiques de l'eau (Hetherington, 1987). Ainsi, France *et al.* (1996) ont observé qu'une diminution de 97 % des apports en détritiques causée par le retrait de la végétation riveraine adjacente à plusieurs lacs du bouclier canadien provoquerait une baisse du carbone organique dissous et du phosphore total.

En résumé, l'ampleur du largage des nutriments dépend de l'étendue du déboisement, des caractéristiques du sol et du bassin versant, des conditions climatiques et de la vitesse de reboisement (Rosén *et al.*, 1996; Miller *et al.*, 1997). Les augmentations des concentrations en substances nutritives peuvent se manifester seulement quelques jours après les perturbations (Spencer et Hauer, 1991) et peuvent perdurer pendant un an (Nicolson *et al.*, 1982), cinq ans (Jewett *et al.*, 1995) et même huit ans (Rosén *et al.*, 1996). Dans le cas des lacs, les effets du largage des nutriments seraient retardés par rapport à ceux observés en rivière et leur magnitude dépendrait du temps de renouvellement des eaux (Carignan, 2000; Steedman, 2000). Globalement, les changements causés par la coupe forestière en milieu lacustre, pour ce qui est des concentrations en substances nutritives demeurent relativement variables (Plamondon, 1993) et peuvent être, selon les caractéristiques des bassins versants, mineurs (Steedman, 2000) ou davantage marqués (Carignan *et al.*, 2000).

Mercuré

On sait que la matière organique contenue dans les matériaux meubles de surface peut être facilement transférée par érosion vers les milieux aquatiques, une fois que le sol a été mis à nu par les coupes forestières et les feux de forêt. L'augmentation du carbone organique dissous observée dans les lacs de coupe par Carignan *et al.* (2000) suggère que ce phénomène pourrait se produire dans les lacs du bouclier laurentien. Certains métaux comme le mercure sont associés à la matière organique et peuvent, à la suite de ce genre de perturbations, être lessivés vers les plans d'eau, s'introduire ensuite dans la chaîne alimentaire et s'y bioaccumuler. Les facteurs abiotiques qui contribuent à la spéciation des formes de mercure dans l'eau et à leur transfert dans les organismes vivants sont complexes et mal connus. Il est toutefois admis qu'en milieu aquatique, les mécanismes qui en contrôlent la biodisponibilité agissent surtout à l'interface eau-sédiments.

Garcia et Carignan (1999) ont observé des concentrations en méthylmercure (CH_3Hg^+) légèrement, mais significativement, plus élevées dans le zooplancton de lacs du bouclier laurentien dont les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à d'autres ayant subi des

feux ou aucune perturbation (lacs de référence). Par contre, les teneurs en CH_3Hg^+ dans le zooplancton de ces deux dernières catégories de lacs n'étaient pas significativement différentes. Le carbone organique dissous constituait une variable explicative majeure de la variation des concentrations en CH_3Hg^+ , ce qui confirme l'importance du bassin versant dans le transfert du mercure lié à la matière organique vers les lacs. La forte intensité des feux de forêt survenus dans le bassin versant des lacs à l'étude aurait plutôt provoqué la perte des métaux par volatilisation.

Des résultats similaires ont été observés par Garcia et Carignan (2000) pour le grand brochet, dont les concentrations en mercure total mesurées dans les muscles étaient significativement plus élevées dans les lacs dont les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à ceux ayant subi des feux ou aucune perturbation. Pour tous les lacs de coupe, le niveau de mercure dépassait la limite recommandée par l'Organisation mondiale de la santé pour la consommation humaine. Enfin, les travaux de McMurtry *et al.* (1989), Verta *et al.* (1986) ainsi que ceux de Mannio *et al.* (1986) indiquent que les variations interlacs dans le contenu en mercure de la chair de poisson sont corrélées positivement avec certains descripteurs de qualité de l'eau (carbone organique dissous, couleur, pH et demande biochimique en oxygène) et d'autres d'ordre physiographique tels que la superficie du bassin versant et la surface lacustre. La plupart de ces variables traduisent la quantité de matière organique présente dans l'environnement aquatique.

Modifications de la vie aquatique

Production primaire

La production primaire est à la base même du réseau trophique. Elle dépend des facteurs énergétiques (lumière et température) et du cycle des nutriments. Une faible production primaire peut limiter la biomasse et la productivité d'un écosystème aquatique entier. À l'opposé, son augmentation peut aussi être bénéfique à tous les échelons de la chaîne alimentaire.

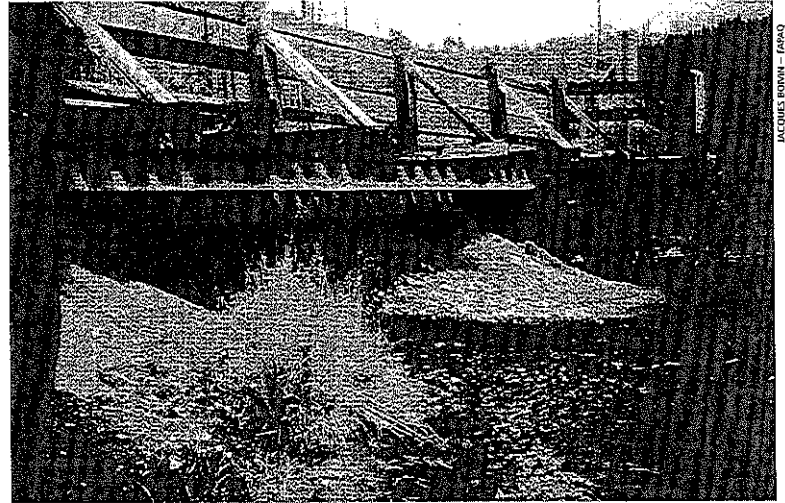
La végétation riveraine influence fortement la productivité primaire dans les écosystèmes lotiques par l'atténuation de l'énergie lumineuse. L'augmentation de la luminosité causée par le déboisement sera plus accentuée dans les petites rivières où il n'existe pratiquement pas d'ouvertures dans la couverture végétale et où le taux de radiation solaire totale atteignant la rivière est inférieur à 1 % (Murphy et Hall, 1981; Gregory *et al.*, 1987). En Orégon, les rivières présentes dans les endroits coupés à blanc contenaient deux fois plus d'organismes épilithiques que celles des régions boisées (Murphy *et al.*, 1981). Dans une rivière d'Alaska, la biomasse de périphyton dans les portions du cours d'eau affectées par les coupes forestières était de 130 % supérieure à celle notée dans les segments entourés de forêt mature et ce, pendant les dix à quinze premières années suivant le retrait de la couverture végétale (Murphy *et al.*, 1986). On a aussi observé une modification de la composition taxo-

nomique des assemblages périphytiques attribuables aux coupes (Murphy *et al.*, 1981; Noël *et al.*, 1986) et aux feux (Robinson *et al.*, 1994). Un suivi de la biomasse des algues pélagiques a, entre autres, été effectué en milieu lacustre par Planas *et al.* (2000). Les résultats obtenus ont démontré qu'au cours de trois années de suivi, la concentration en chlorophylle-A et la biomasse de ces algues étaient significativement de 1,4 à 3,0 fois plus élevées dans les lacs perturbés (coupes forestières et feux) que dans les lacs de référence. La réponse observée serait fortement liée à l'augmentation de la teneur en phosphore total mesurée dans les lacs à l'étude (Carignan *et al.*, 2000). Toutefois, les différences les plus marquées ont surtout été notées dans les lacs situés dans les bassins versants brûlés, la production primaire étant probablement limitée par la faible transmission lumineuse qui prévaut dans les lacs touchés par les coupes forestières.

Le déboisement augmenterait donc la production primaire là où, de prime abord, celle-ci s'avère limitée par la lumière (Hawkins *et al.*, 1983; Noël *et al.*, 1986). Ce phénomène d'accroissement de la productivité primaire se manifesterait tant et aussi longtemps que la couverture végétale se régénère, permettant ainsi à l'intensité lumineuse d'atteindre un niveau comparable à celui des forêts matures (Gregory *et al.*, 1987). Toutefois, l'effet du déboisement sur la productivité primaire serait beaucoup moins marqué pour les plans d'eau qui étaient à l'origine suffisamment exposés au rayonnement solaire et où le couvert forestier initial permettait un apport élevé de lumière pour saturer et inhiber la photosynthèse. À Carnation Creek, en Colombie-Britannique, Stockner et Shortreed (1987) n'ont noté aucune hausse de la productivité primaire bien que les coupes forestières aient augmenté la quantité de radiations lumineuses. Malgré une augmentation de la concentration en nitrates, le phosphore demeurait toujours le facteur limitant la croissance du périphyton.

Les différentes réponses de la productivité primaire à la suite du retrait de la couverture végétale peuvent aussi dépendre de la géologie du bassin versant. Les rivières coulant sur une assise rocheuse riche en calcaire peuvent renfermer des concentrations élevées d'éléments organiques dissous provenant des apports allochtones. La productivité primaire de ces rivières sera plutôt limitée par la lumière. À l'opposé, la productivité primaire des rivières reposant sur un substrat igné sera surtout limitée par les substances nutritives (Murphy *et al.*, 1986; Bilby et Bisson, 1992). Une augmentation des nutriments induite par le déboisement pourrait contribuer, le cas échéant, à accroître la productivité primaire (Murphy et Hall, 1981). Toutefois, l'impact se limiterait généralement à la première décennie après les coupes, période correspondant au temps de régénération de la végétation (Gregory *et al.*, 1987). Enfin, Carignan *et al.* (2000) ont enregistré des concentrations de carbone organique dissous jusqu'à trois fois plus élevées dans des lacs dont

les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à ceux ayant subi des feux ou aucune perturbation. Des accroissements du même ordre de grandeur ont été notés pour les valeurs du coefficient d'extinction lumineuse, lesquelles témoignent d'eaux riches en solides en suspension et, par conséquent, de faible transparence.



Amoncellement de sable et de gravier sous le tablier ouvert d'un pont. Outre cette perte d'habitat aquatique, le rétrécissement et la diminution de profondeur du cours d'eau limiteront progressivement la libre circulation du poisson.

Production secondaire

Les communautés zooplanctonique et benthique constituent un bon indicateur de l'état de santé d'un écosystème puisqu'elles jouent un rôle prépondérant dans le transfert de l'énergie et le recyclage des nutriments vers les niveaux supérieurs du réseau trophique (Stemberger et Lazorchak, 1994). La variation de l'abondance et de la composition structurale de ces groupes d'organismes servant d'alimentation aux poissons est le reflet des perturbations naturelles et anthropiques qui affectent le milieu aquatique.

Zooplancton

Wallace et Gurtz (1986) ont observé, après une coupe à blanc effectuée à proximité d'un plan d'eau, une hausse du zooplancton qui s'expliquerait par une baisse d'apports organiques et une augmentation de la luminosité, d'où l'apparition d'espèces phytoplanctoniques plus facilement assimilables et également plus riches en protéines. Dans une forêt résineuse de Finlande, Rask *et al.* (1998) ont aussi noté une légère augmentation des crustacés zooplanctoniques, mais la densité et la diversité des rotifères sont restées inchangées dans les trois lacs touchés par les coupes comparativement au lac témoin.

Une étude réalisée par Pinel-Alloul *et al.* (1998) en forêt boréale indique que les coupes forestières n'augmenteraient pas la biomasse du zooplancton malgré une légère

hausse des nutriments. Dans ce cas, les apports accrus de carbone organique dissous après le déboisement freineraient la production biologique. Par contre, les feux de forêt entraîneraient une augmentation du zooplancton. Les feux de forêt et la coupe n'auraient toutefois pas d'effet sur la biodiversité des espèces zooplanctoniques. Dans la même région d'étude (Haute-Mauricie, Québec), un suivi de la biomasse zooplanctonique a démontré l'existence de changements dans les lacs perturbés (coupes et feux) en réponse à l'augmentation des nutriments (Patoine *et al.*, 2000). Les auteurs ont observé au cours de la première année suivant les perturbations, une biomasse de limnoplankton plus élevée (59 %) dans les lacs de feu, précisément pour la fraction composée par les rotifères. Au cours de la deuxième année, cette différence au niveau des rotifères était encore plus marquée (91 %), incluant de plus la fraction composée par les gros crustacés (65 %). Les lacs de coupe ont affiché une toute autre réponse puisque la seule différence significative observée s'est traduite par une baisse de 43 % de la biomasse des copépodes calanoïdes au cours de la première année suivant les perturbations. Pendant la troisième année, aucune différence de biomasse du zooplancton n'était détectable entre les trois groupes de lacs. L'augmentation de biomasse signalée dans les lacs de feu comparativement aux lacs de référence serait favorisée par les plus grandes concentrations en phosphore, en azote et en chlorophylle-*a* mesurées pour ce groupe de lacs. De plus, en dépit des fortes concentrations en nutriments dans les lacs où des coupes sont effectuées, ceux-ci supporteraient une plus faible biomasse en zooplancton en raison de la productivité primaire plus faible, qui se trouve limitée par la faible transmission lumineuse dans ce groupe de lacs.

Zoobenthos

Plusieurs études ont mis en évidence la sensibilité des invertébrés benthiques aux perturbations engendrées par les coupes forestières et les feux de forêt. L'abondance de la nourriture et la qualité du substrat ressortent comme les deux principaux facteurs qui contrôlent ces communautés (Lenat *et al.*, 1981; Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Hartman et Scrivener, 1990; Waters, 1995; Vuori et Joensuu, 1996).

À Carnation Creek, l'exploitation forestière aurait causé une augmentation du transport des sédiments, une réduction de la stabilité du lit de la rivière et une diminution des apports de gros détritiques. Ces trois facteurs seraient responsables d'une baisse de la densité des invertébrés aquatiques de 41 % en été, et de 50 % en hiver (Hartman et Scrivener, 1990). En Finlande, les travaux de Vuori et Joensuu (1996) suggèrent que l'appauvrissement des communautés benthiques serait causé par la combinaison de deux facteurs; d'une part, le mouvement des sédiments le long de la surface du substrat, qui imposerait par son action récurrente et abrasive, un stress physique aux macroinvertébrés et, d'autre part, l'envasement de l'habitat par les sédiments, qui rédui-

rait l'apport en oxygène et la disponibilité en nourriture. Une baisse des teneurs en oxygène résultant d'une augmentation de la température pourrait aussi être responsable du déclin de ces organismes (Lee et Samuel, 1976; Lynch *et al.*, 1984). De plus, Nebecker (1972) a montré que de basses teneurs en oxygène dissous affecteraient le développement, l'émergence et la reproduction des larves d'insectes. Toutefois, les études permettant de soutenir ces hypothèses sont quasi inexistantes.

Des résultats opposés ont été observés par d'autres auteurs. Ainsi, l'accroissement de la production primaire résultant du retrait de la couverture végétale, semblerait être l'agent responsable d'une plus grande abondance d'invertébrés dans certaines rivières (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Noël *et al.*, 1986). En Oregon, l'augmentation de la productivité primaire découlant des coupes forestières en périphérie de quelques rivières aurait masqué et même surpassé les effets négatifs de la sédimentation (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1982).

La composition taxonomique des communautés d'invertébrés serait modifiée par le déboisement. Dans quelques études, on rapporte une réduction de l'abondance des larves de plécoptères, d'éphéméroptères et d'odonates, tandis que les larves de diptères dominant habituellement le milieu (Graynoth, 1979; Noël *et al.*, 1986; Garman et Moring, 1993). En Californie, Newbold *et al.* (1980) ont observé que la diversité des macroinvertébrés benthiques était plus faible dans les rivières déboisées et non protégées par une zone tampon ou qui en avait une très mince. Au Québec, Scrimgeour *et al.* (2000) ont quantifié l'effet des perturbations par le feu et la coupe sur les macroinvertébrés benthiques de 12 lacs de la Haute-Mauricie. Les résultats obtenus n'ont pas permis de déceler de différences au niveau de la densité et de la diversité des espèces par comparaison aux sites témoins. Toutefois, la biomasse totale d'organismes s'est avérée plus élevée dans les lacs touchés par le feu que dans tous les autres lacs.

Le même phénomène semble aussi se manifester dans les rivières ayant subi des feux de forêt (Mihuc et Minshall, 1995). Ces derniers modifieraient les ressources alimentaires en provoquant un apport en matière organique brûlée dans les plans d'eau. Au niveau comportemental, les espèces généralistes ayant un mode d'alimentation herbivore-détritivore seraient mieux adaptées aux changements des conditions des ressources alimentaires que les espèces spécialistes. De plus, l'abondance des taxons requérant une stabilité de l'habitat diminuerait dans les rivières affectées par les feux.

La réponse des communautés d'invertébrés dépendrait surtout de l'importance de la production primaire et du transport sédimentaire, mais aussi de la quantité et de la qualité des apports organiques (Roberge, 1996). Cette réponse peut se manifester rapidement après les perturbations (Culp, 1987), comme elle peut s'étendre sur plusieurs années (Murphy *et al.*, 1981; Gregory *et al.*, 1987).

Faune ichthyologique

Les poissons étant situés au sommet de la chaîne alimentaire, leur comportement ou l'état de leur population, à cause de certaines perturbations, constitue un bon indicateur de la stabilité d'un écosystème. La réponse des populations piscicoles aux interventions forestières est complexe. Il en est ainsi parce qu'il existe, à court terme, autant d'effets positifs que négatifs susceptibles de se produire simultanément dans le même écosystème. Aucune règle générale, applicable à tous les cas et transposable à tous les milieux, n'a jusqu'à maintenant été formulée. La réponse globale d'une population donnée dépendra donc de l'importance relative de chacun de ces effets susceptibles de se manifester différemment sur le plan spatio-temporel. Elle sera également conditionnée par la vulnérabilité des espèces aux changements qui se manifestent à chaque niveau trophique.

Impacts potentiels appréhendés

Effets négatifs

La plupart des impacts considérés comme négatifs affectent surtout la qualité de l'habitat de reproduction, mais touchent également l'habitat d'élevage des juvéniles. La sédimentation dans les cours d'eau est sans aucun doute un des principaux facteurs responsables de cette dégradation. En colmatant les interstices du gravier des frayères, les sédiments peuvent diminuer les échanges d'eau qui se produisent entre la surface et l'intérieur du substrat, réduisant ainsi les apports en oxygène dissous (Ringler et Hall, 1975; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). En de plus rares circonstances, les sédiments plus grossiers peuvent aussi produire une barrière physique empêchant l'émergence des alevins (Gregory *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989). La survie jusqu'à l'émergence a diminué de 29,1 % à 16,4 % pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et de 22,2 % à 11,5 % pour le saumon keta (*O. keta*) à la suite d'activités forestières en Colombie-Britannique (Scrivener et Brownlee, 1989).

Comme il a été mentionné précédemment, les hausses de température de l'eau occasionnées par le déboisement contribueraient aussi à diminuer la concentration en oxygène dissous à l'intérieur du gravier. De plus, la température de l'eau peut affecter directement le développement et la survie des salmonidés à chaque stade de leur vie (Murphy et Milner, 1997). Cette variable régit le taux de développement des œufs et des larves, chaque stade possédant une température optimale avec ses limites létales inférieures et supérieures (Weber-Scannel, 1991). À Needle Branch, en Océan, la hausse de température de l'eau observée à la suite de coupes forestières pourrait avoir causé directement une mortalité des jeunes stades de saumon coho (Ringler et Hall, 1975). Alors que les larves étaient toujours présentes dans le gravier, des accroissements de température jusqu'à 20 °C auraient été enregistrés, alors que la normale saisonnière se situe habituellement autour de 10 °C. Une augmentation de

la température affecterait aussi le temps d'émergence des larves (Ringler et Hall, 1975; Scrivener et Andersen, 1984). À Carnation Creek, une hausse de température de l'eau aurait hâté de six semaines l'apparition des jeunes stades en rivière et provoqué la migration des saumoneaux vers la mer plus rapidement qu'au cours des années précédant l'exploitation forestière (Scrivener et Andersen, 1984).

L'instabilité du lit de la rivière résultant de l'augmentation du débit de crue pourrait, entre autres, entraîner la mort de plusieurs œufs en incubation. Scrivener et Brownlee (1989) ont noté que les variations annuelles du débit de pointe et de la composition des matériaux du lit expliquaient respectivement 73 % et 60 % de la variation de la survie jusqu'à l'émergence des saumons keta et coho. Dans une étude réalisée en Mauricie, Bérubé et Lévesque (1998) ont noté un accroissement de 8,2 % des débits de pointe printaniers au cours de la période de 1978 à 1991. Cette augmentation serait attribuable à la coupe forestière et aurait contribué à diminuer partiellement la qualité de pêche à l'omble de fontaine dans certains secteurs de la réserve faunique Mastigouche.

Dans les petites rivières, la présence de gros débris de bois provenant de la bande riveraine jouerait un rôle important dans la création d'abris et d'habitats propices à la reproduction (Murphy et Milner, 1997). L'exploitation forestière affecterait négativement la qualité de ces habitats en modifiant la dimension de ces résidus de bois. Les débris de coupe seraient plus petits, moins stables et moins aptes à former des habitats permanents que les déchets ligneux grossiers provenant des terrasses naturelles (Clarke *et al.*, 1998b).

En résumé, les effets négatifs de la déforestation sur les populations piscicoles exerceraient leur pression sur la quantité et la qualité des habitats de reproduction et d'élevage disponibles et utilisables par les poissons. Le principal facteur en cause serait le dépôt sédimentaire, mais aussi l'augmentation du débit et de la température, ainsi que la présence cumulée des débris de coupe.

St-Onge et Magnan (2000) ont étudié l'effet des coupes forestières et des feux sur la structure des populations de poissons de 38 lacs du bouclier laurentien (Haute-Mauricie, Québec). Les bassins versants de neuf lacs avaient fait l'objet de coupes forestières, ceux de neuf autres avaient subi des feux de forêt, alors que les 20 restants n'avaient subi aucune perturbation. Aucune différence significative n'a été observée entre les trois groupes de lacs au niveau des captures par unité d'effort des espèces les plus abondantes : le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand brochet (*Esox lucius*), la perchaude (*Perca flavescens*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), la ouitouche (*Semotilus corporalis*), l'omble de fontaine, le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et la lotte (*Lota lota*). Aucune différence significative n'a également été observée dans les longueurs rétrocalculées des perchaudes entre les lacs témoins, de coupe et de feu. Cependant, une diminution significative de la proportion

des individus de petite taille a été observée chez les populations de perchaudes et de meuniers noirs des lacs perturbés (les lacs de coupe et de feu formant un seul groupe). L'influence des coupes et des feux est demeurée significative après que les variables biotiques et abiotiques caractérisant les bassins versants et les lacs aient été considérées dans des analyses de régression multiple. La plus faible proportion des individus de petite taille dans les lacs ayant subi des perturbations pourrait s'expliquer par une augmentation de la mortalité postémergence ou par un déplacement des individus dans la zone pélagique (St-Onge et Magnan, 2000).

Effets positifs

Dans plusieurs cas, l'aspect positif de la déforestation serait attribuable à l'augmentation d'abondance de la nourriture (Murphy et Hall, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Thedinga *et al.*, 1989). L'accroissement de la luminosité à la suite du retrait du couvert végétal peut entraîner une hausse de la productivité primaire et de la biomasse des invertébrés aquatiques. Cette hausse pourrait, par exemple, être bénéfique à un plan d'eau froid ou oligotrophe qui pourrait ne pas nécessairement constituer un habitat optimal pour la population piscicole résidente. De plus, Murphy *et al.* (1981) ont observé que plusieurs rivières traversant des régions coupées à blanc possédaient un plus haut taux de respiration microbienne, une plus grande densité ou biomasse d'organismes épilithiques, d'invertébrés benthiques, de salamandres et de truites que les rivières situées en zones boisées. Enfin, dans le sud de l'Alaska, Thedinga *et al.* (1989) ont noté que le poids et la longueur des saumons coho juvéniles étaient directement liés à la biomasse du périphyton et à la densité du benthos.

Certaines études invoquent aussi une hausse de la température pour expliquer la présence de larves de poissons plus grosses dans les portions de rivières adjacentes à des parterres de coupe (Scrivener et Andersen, 1984; Thedinga *et al.*, 1989). La taille accrue des alevins serait attribuable à une plus longue saison de croissance causée par une émergence prématurée. Enfin, en augmentant le niveau d'eau en période d'étiage estival, le déboisement pourrait aussi accroître les superficies d'habitats disponibles pour les salmonidés juvéniles, d'où une hausse de la capacité de support du milieu (Burns, 1972).

Effets globaux

À la suite du déboisement, la réponse finale d'une communauté ichtyologique dépendra du bilan net établi à partir de la différence entre les impacts négatifs (pertes) et les impacts positifs (gains) créés sur l'habitat du poisson. Certains travaux de recherche permettent de conclure que l'augmentation de la productivité primaire, résultant du retrait de la végétation des berges, masquerait les effets négatifs de la sédimentation sur la faune aquatique (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983). Par exemple, lors d'une étude

réalisée en Orégon, la biomasse de truites fardées et arc-en-ciel était jusqu'à trois fois supérieure dans les sites coupés à blanc (cinq à dix ans après le déboisement) que dans les sites boisés (Murphy *et al.*, 1981). Dans ce cas, peu d'effets liés à la sédimentation furent observés. Par contre, dans une autre étude effectuée aussi en Orégon, Ringler et Hall (1975) mentionnent que les modifications des sites de frai occasionnées par les sédiments fins auraient causé une réduction de près d'un tiers de la densité de la population de truites fardées, comparativement au niveau observé antérieurement à la coupe forestière. Cette réduction d'abondance des individus aurait persisté pendant six ans après l'intervention.

Dans certains cas, les effets néfastes de la sédimentation peuvent contrecarrer les effets positifs d'une augmentation de productivité primaire, ne provoquant pas d'impact perceptible sur les populations de poissons. Par exemple, huit des dix rivières étudiées par Grant *et al.* (1986) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ne montraient pas de différences significatives entre la biomasse des salmonidés capturés dans les segments déboisés et ceux récoltés dans les sites témoins.

Par ailleurs, la réponse globale d'une population peut occasionnellement varier d'une saison à l'autre. Ainsi, les effets du déboisement sembleraient liés à l'abondance de nourriture en été, tandis que la survie hivernale dépendrait de la stabilité de l'habitat et du nombre de refuges disponibles (Gregory *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). Pour certains cours d'eau, Murphy *et al.* (1986) ont suggéré que le déboisement augmenterait l'abondance des larves de salmonidés en été, en favorisant la production primaire. Celui-ci risquerait toutefois de diminuer l'abondance des tacons en hiver, si les débris assurant la stabilité de l'habitat ont disparu.

Les effets de la déforestation peuvent aussi différer selon les espèces qui peuplent le milieu et leur capacité de tolérance (Roberge, 1996; Gunn et Sein, 2000). Le déboisement favoriserait les espèces généralistes au point de vue alimentaire (Garman et Moring, 1993). Ces auteurs ont observé une baisse significative de la production annuelle des naseux noirs (*Rhinichthys atratulus*) à la suite des interventions forestières. Contrairement aux mulets à cornes (*Semotilus atromaculatus*), les naseux auraient été contraints, de par leur morphologie buccale, à se nourrir de proies aquatiques en déclin. Pour leur part, Scrivener et Brownlee (1989) ont suggéré que la profondeur à laquelle les œufs sont déposés, qui varie d'une espèce à l'autre, influencerait le taux de survie des larves.

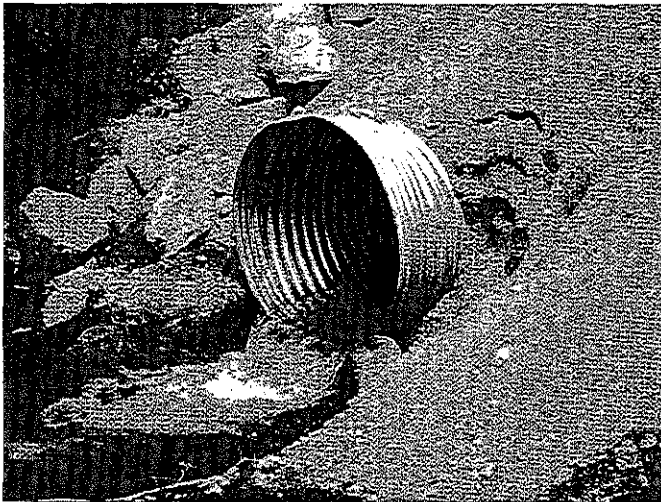
La réponse à court terme d'une population peut donc varier non seulement en fonction de la disponibilité de la nourriture et de la quantité de sédiments mobilisés, mais aussi selon la saison et l'espèce en cause. Pour les communautés ichtyologiques, l'exploitation forestière peut donc, à court terme, être positive (Murphy et Hall, 1981; Hawkins *et al.*, 1983), négative (Ringler et Hall, 1975; Bérubé et Lévesque, 1998) ou sans effet détectable (Grant *et al.*, 1986).

Si l'on fait exception des études hydrologiques qui reposent le plus souvent sur de longues séries chronologiques, il existe peu de renseignements disponibles sur les effets à moyen et à long termes du déboisement sur les populations de poissons. Jusqu'à maintenant, le retour de l'ombrage causé par la régénération du couvert arborescent demeure le principal effet connu (Murphy et Hall, 1981; Murphy et Milner, 1997). En Océgon, les segments de cours d'eau en forêt de seconde croissance, ombragés de nouveau de 12 à 35 ans après l'exploitation forestière, affichaient une biomasse de truites fardées inférieure à celle calculée aux sites de forêt plus âgée (Murphy et Hall, 1981). La végétation de seconde croissance produirait un ombrage plus dense que les forêts matures (Bjorn *et al.*, 1992) et contrebalancerait l'augmentation de la production primaire observée plus tôt dans les stades pionniers de la succession (Murphy et Hall, 1981).

Selon Roberge (1996), la repousse et le rétablissement de l'ombrage riverain, le réchauffement de l'eau, les gains d'éclaircissement et de productivité s'estomperaient avec le temps, mais certaines dégradations de l'habitat pourraient persister à plus long terme.

les recherches ont permis, entre autres, de démontrer jusqu'à maintenant, que les coupes forestières induisent à court terme des apports en carbone organique dissous plus élevés que ceux engendrés par les feux de forêt qui, pour leur part, causent un accroissement appréciable de nitrates dans les milieux récepteurs. Cette différence, située à la base même de l'écosystème, influence largement la réponse observée à chaque palier du réseau trophique et se traduit notamment par une augmentation de productivité plus marquée au niveau des lacs affectés par le feu, comparativement aux lacs touchés par la coupe. En effet, dans ce dernier cas, les concentrations plus élevées en carbone organique dissous ont fortement influencé le taux de transmission lumineuse, limitant ainsi la productivité primaire dans les plans d'eau affectés par ce genre de perturbation.

Les différences induites par l'augmentation de productivité s'amenuiseraient progressivement et deviendraient de moins en moins perceptibles d'un niveau trophique à l'autre. D'ailleurs, aucune différence marquée n'a pu être observée quant à l'abondance et à la croissance des diverses espèces de poissons habitant les lacs touchés par le feu. Rappelez toutefois que les résultats mentionnés ci-haut ont été



JACQUES BOYVA - ENAD



JACQUES BOYVA - ENAD

Ponceaux non consolidés et instables qui seront obstrués à court terme.

Conclusion

L'impact de la déforestation sur les écosystèmes lotiques a été jusqu'à présent assez bien documenté. Cependant, mises à part les études réalisées par Bérubé et Lévesque (1998) ainsi que St-Onge et Magnan (2000), l'information traitant des effets de l'exploitation forestière et des feux sur les écosystèmes lacustres et leurs populations piscicoles demeure inexistante.

Des travaux de recherche sont actuellement en cours dans la réserve faunique des Laurentides, sur la rivière Cascaédia en Gaspésie ainsi qu'en Haute-Mauricie pour évaluer l'impact des coupes forestières sur les milieux aquatiques (lacs et rivières). Dans le cadre de cette dernière étude qui touche plusieurs lacs de la forêt boréale du centre du Québec,

observés à court terme et qu'il n'est pas exclu que les effets des feux, au même titre que ceux des coupes, puissent différer à plus long terme.

Ces études devraient apporter un nouvel éclairage sur les impacts de ces perturbations sur la faune aquatique et sur ses habitats. Elles devraient aussi permettre de préciser les liens de cause à effet et les mécanismes sous-jacents aux modifications engendrées par ces perturbations. Une meilleure connaissance des impacts des interventions forestières permettra de proposer des modes de gestion qui minimiseront leurs effets sur les écosystèmes aquatiques, tout en limitant les pertes en production de matière ligneuse, dans un contexte de gestion durable des ressources naturelles.

Remerciements

Cette rétrospective de la littérature s'inscrit dans le cadre des programmes de recherche sur l'impact des feux et des coupes forestières sur les écosystèmes aquatiques, subventionnés par le Réseau sur la gestion durable des forêts, Réseau des centres d'excellence, gouvernement du Canada (P. Magnan) et la Société de la faune et des parcs du Québec (P. Bérubé). I. St-Onge a bénéficié du support financier du Réseau sur la gestion durable des forêts dans le cadre de sa maîtrise en Sciences de l'environnement. ◀

Références

- ANDERSON, P.G., 1998. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin et D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- BÉRUBÉ, P. and F. LÉVESQUE, 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology*, 5 : 123-137.
- BÉRUBÉ, P. et S. Poliquin, (en préparation). Effets des interventions forestières sur les populations allopatriques d'omble de fontaine de 15 lacs de la réserve faunique des Laurentides
- BÉRUBÉ, P. et A.-M. CABARA, 1997. Programme de calcul du pourcentage maximal de coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0) – Guide de l'utilisateur. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction de la faune et des habitats. 21 p + disquette.
- BESCHTA, R.L., R.E. BILBY, G.W. BROWN, L.B. HOLTBY and T.D. HOFSTRA, 1987. Stream temperature and aquatic habitat : fisheries and forestry interactions. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 191-232.
- BILBY, R.E. and P.A. BISSON, 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 540-551.
- BINKLEY, D. and T.C. BROWN, 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. *Water Resour. Bull.*, 29 : 729-740.
- BJORN, T.C., M.A. BRUSVEN, N.J. HETRICK, R.M. KEITH and W.R. MEEHAN, 1992. Effects of canopy alterations in second-growth forest riparian zones on bioenergetic processes and responses of juvenile salmonids to cover in small southeast Alaska streams. Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Technical Report 92-7, Moscow, ID. 61 p.
- BODE, R.W., 1988. Methods for rapid biological assessment of streams. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment, Division of Water, NYS Dep. Environ. Conserv. 160 p.
- BOLIN, S.B. and T.J. WARD, 1987. Recovery of a New Mexico drainage basin from a forest fire dans Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 191-198.
- BOSCH, J.M. and J.D. HEWLETT, 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.*, 55 : 3-23.
- BRAVARD, J.-P. et F. Petit. 1997. Les cours d'eau : dynamique du système fluvial. Armand Colin (Éd.), Paris, 222 p.
- BROWN, G.W., 1983. Forestry and water quality. O.S.U. Book Stores Inc. Corvallis, Oregon, 142 p.
- BURNS, J.W., 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams. *In* Transactions of the American Fisheries Society, 101 : 1-17.
- CARIGNAN, R. and R.J. STEEDMAN, 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 1-4.
- CARIGNAN, R., P. D'ARCY and S. LAMONTAGNE, 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes water chemistry. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 105-117.
- CERDÀ, A., A.C. IMESON and A. CALVO, 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena*, 24 : 289-304.
- CEDERHOLM, C.J., L.M. REID and E.O. SALO, 1981. Cumulative effects of logging road sediment on salmonid populations in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. Pages 38-74. *In* Washington Water Research Council (1981). Proceedings from the conference on salmon-spawning gravel: a renewable resource in the Pacific Northwest. Washington State University, Washington Water Research Center, Report 39, Pullman.
- CHAMBERLIN, T.W., R.D. HARR and F.H. EVEREST, 1991. Timber harvesting, silviculture, and watershed processes. *In* Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats. Edited by W.R. Meehan. Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 19 : 181-205.
- CLARKE, K.D., D.A. SCRUTON and J.H. MCCARTHY, 1998a. The effect of logging and road construction on fine sediment yield in streams of the Copper Lake watershed, Newfoundland, Canada. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- CLARKE, K.D., D.A. SCRUTON, L.J. COLE and L.M.N. OLLERHEAD, 1998b. Large woody debris dynamics of four small boreal forest streams with an initial analysis of relationship to brook trout density. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- CULP, J.M., 1987. The effect of streambank clearcutting on the benthic invertebrates of Carnation Creek, British Columbia dans Applying 15 years of Carnation Creek results. Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 87-92.
- CURRY, R.A. and K.J. DEVITO, 1996. Hydrogeology of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) spawning and incubation habitats : implications for forestry and use development. *Can. J. For. Res.*, 26 : 767-772.
- CURRY, R.A., J. GEHRELS, D.L.G. NOAKES and R. SWAINSON, 1993. Effects of streamflow regulation on groundwater discharge through brook trout, *Salvelinus fontinalis*, spawning and incubation habitats. *Hydrobiologia*, 277 : 121-134.
- EAGLIN, G.S. and W.A. HUBERT, 1993. Effects of logging and roads on substrate and trout in streams of the Medicine Bow national forest, Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management*, 13 : 844-846.
- EVANS, J.E., E.E. PREPAS, K.J. DEVITO and B.G. KOTAK, 2000. Phosphorus dynamics in shallow subsurface waters in an uncut and cut subcatchment of a lake on the Boreal Plain. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl. 2) : 60-72.
- EVEREST, F.H., R.L. BESCHTA, J.C. SCRIVENER, K.V. KOSKI, J.R. SEDELL and C.J. CEDERHOLM, 1987. Fine sediment and salmonid production : a paradox. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution # 57, p. 98-142.

- FEDERAL INTERAGENCY STREAM CORRIDOR RESTORATION WORKING GROUP, 1998. Stream restoration : principles, processes and practices. 15 federal agencies of the United States Government. GPO Item no. 0120-A; Doc. A57.6/2 :EN 3/PT.653. ISBN 0-934213-59-3.
- FRANCE, R., H. CULBERT and R. PETERS, 1996. Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management*, 20 : 579-583.
- FURNISS, M.J., T.D. ROELOFS and C.S. YEE, 1991. Road construction and maintenance. *In Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats*. Edited by W.R. Meehan. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19 : 297-323.
- GARCIA, E. and R. CARIGNAN, 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 56 : 339-345.
- GARCIA, E. and R. CARIGNAN, 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 129-135.
- GARMAN, G.C. and J.R. MORING, 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia*, 209 : 29-37.
- GARMAN, G.C. and J.R. MORING, 1993. Diet and annual production of two boreal river fishes following clearcut logging. *Environmental Biology of Fishes*, 36 : 301-311.
- GERLA, P.J. and J.M. GALLOWAY, 1998. Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1998 Clover-Mist wildfire. *Environmental Geology*, 36 : 127-136.
- GRANT, J.W.A., J. ENGLERT and B.F. BIETZ, 1986. Application of a method for assessing the impact of watershed practices : effects of logging on salmonid standing crops. *North American Journal of Fisheries Management*, 6 : 24-31.
- GRAYNOTH, E., 1979. Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 13 : 79-109.
- GREGORY, S.V., G.A. LAMBERTINI, D.C. ERMAN, K.V. KOSKI, M.L. MURPHY and J.R. SEDELL, 1987. Influence of forest practices on aquatic production. *In Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions*. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 233-256.
- GUNN, J.M. and R. SEIN, 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2) : 97-104.
- HARR, R.D., R.L. FREDRIKSEN and J. ROTHACHER, 1979. Changes in streamflow following timber harvest southwestern Oregon. *USDA. For. Serv. Res. Pop. PNW-249*, 22 p.
- HARTMAN, G., J.C. SCRIVENER, L.B. HOLTBY and L. POWELL, 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia. *In Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions*. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 330-372.
- HARTMAN, G.F. and J.C. SCRIVENER, 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem. Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 223, 148 p.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY and N.H. ANDERSON, 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade range streams of Oregon. *Ecology*, 63 : 1840-1856.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY, N.H. ANDERSON and M.A. WILZBACH, 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 1173-1185.
- HETHERINGTON, E.D., 1987. The importance of forests in the hydrological regime. *Canadian Aquatic Resources*, M.C. Healey et R.R. Wallace (éd.), p. 179-211.
- HICKS, B.J., J.D. HALL, P.A. BISSON and J.R. SEDELL, 1991. Responses of salmonids to habitat changes. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19 : 483-517.
- HOLTBY, L.B., 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 502-515.
- HOWES, D.E., 1987. A method for predicting terrain susceptible to landslides following forest harvesting : a case study from the Southern Coast Mountains of British Columbia. *In Forest Hydrology and Watershed Management*. IAHS publ. 167, p. 143-153.
- JEWETT, K., D. DAUGHARTY, H.H. KRAUSE and P.A. ARP, 1995. Watershed responses to clear-cutting : Effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 : 475-490.
- KOCHENDERFER, J.N., P.J. EDWARDS and F. WOOD, 1997. Hydrologic impacts of logging an Appalachian watershed using West Virginia's best management practices. *NJAF*, 14 (4) : 207-218.
- KRAUSE, H.H., 1982. Effect of forest management practices on water quality. A review of canadian studies. *In Proc. Can. Hydrol. Symp. '82*. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont., p. 15-29.
- LACHANCE, S. et M. DUBÉ (non publié). Impact de l'apport des sédiments sur la qualité du substrat de frai de l'omble de fontaine à la suite de l'aménagement de ponceaux en milieu forestier.
- LEE, R. and D.E. SAMUEL, 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 5 : 362-366.
- LEHMANN, R., 1994. Forest clearance and lake water quality in the Canadian Shield. Master thesis. Univ. McGill, Canada, 73 p.
- LENAT, D.R., D.L. PENROSE and K.W. EAGLESON, 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79 : 187-194.
- LÉPISTO, A., L. ANDERSSON, B. ARHEIMER and K. SUNDBLAD, 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forest catchments. *Water, Air and Soil Pollution*, 84 : 81-102.
- LLAMAS, J., 1992. Hydrologie générale : principes et applications, 2^e édition. Gaëtan Morin éd., Boucherville, Canada, 527 p.
- LYNCH, J.A., G.B. RISHEL and E.S. CORBETT, 1984. Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds : Quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, 111 : 161-169.
- MACDONALD, J.S., J.C. SCRIVENER, D.A. PATTERSON and A. DIXON-WARREN, 1998. Temperatures in aquatic habitats : the impacts of forest harvesting and the biological consequences to sockeye salmon incubation habitats in the interior of B.C. Pages 313-324. *In* M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. *Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356*.
- MANNIO, J., M. VERTA, P. KORTELAINEN and S. REKOLAINEN, 1986. The effect of water quality of the mercury concentration of northern pike (*Esox lucius*) in Finnish forest water and reservoirs. Publication of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, 65 : 72-81.
- MARTIN, C.W., D.S. NOËL and C.A. FEDERER, 1985. Clearcutting and the biogeochemistry of streamwater in New England. *Journal of forestry*, 83 : 686-689.
- MARTIN, C.W., J.W. HORNBECK, G.E. LIKENS and D.C. BUSO, 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2) : 19-29.

- MCCOLL, J.G. and D.F. GRIGAL, 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota : effects in watersheds with differing soils. *Oikos*, 28 : 105-112.
- MCMURTRY, M.J., D.L. WALES, W.A. SCHEIDER, G.L. BEGGS and P.E. DIMOND, 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46 : 426-434.
- MCNAMEE, P.J., M.L. JONES, L.A. GREIG, C.H.R. WEDELES, D.R. MARMOREK and L.P. RATTIE, 1987. Effects monitoring for resource protection guidelines in Ontario. Final rep. for the Ontario Minist. Nat. Resour., Environ. and Social Syst. Analysts Ltd. 118 p.
- MEGAHAN, W.F. and W.J. KIDD, 1972. Effects of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain. *Journal of Forestry*, 70 : 136-141.
- MEGAHAN, W.F., J.G. KING and K.A. SEYEDBAGHERI, 1995. Hydrologic and erosional responses of a granitic watershed to helicopter logging and broadcast burning. *Forest Science*, 41 : 777-795.
- MIHUC, T.B. and G.W. MINSHALL, 1995. Trophic generalists vs. trophic specialists : implications for food web dynamics in post-fire streams. *Ecology*, 76 : 2361-2372.
- MILLER, L.B., D.J. MCQUEEN and L. CHAPMAN, 1997. Impacts of forest harvesting on lake ecosystems : a preliminary literature review. *Wildlife Bulletin no. B-84*, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C., 48 p.
- MORING, J.R., 1982. Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging : an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and alevins. *Hydrobiologia*, 88 : 295-298.
- MURPHY, M.L. and A.M. MILNER, 1997. Alaska timber harvest and fish habitat. *In Freshwaters of Alaska*. A.M. Milner, M.W. Oswood, (éditeurs), *Ecological studies*, 119 : 229-263.
- MURPHY, M.L. and J.D. HALL, 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38 : 137-145.
- MURPHY, M.L., C.P. HAWKINS and N.H. ANDERSON, 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110 : 469-478.
- MURPHY, M.L., J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, K.V. KOSKI and J.F. THEDINGA, 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43 : 1521-1533.
- NEBECKER, A.V., 1972. Effects of low oxygen concentrations on survival and emergence of aquatic insects. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101 : 675-679.
- NEWBOLD, J.D., D.C. ERMAN and K.B. ROBY, 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 1076-1085.
- NICOLSON, J.A., N.W. FOSTER and I.K. MORRISON, 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Symposium Canadien d'Hydrologie*, 1982 : 71-89.
- NOEL, D.S., C.W. MARTIN and C.A. FEDERER, 1986. Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management*, 10 : 661-670.
- PARDO, L.H., C.T. DRISCOLL et G.E. LIKENS, 1995. Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air and Soil Pollution* 85:1659-1664.
- PATOINE, A., B. PINEL-ALLOUL, E.E. PREPAS and R. CARIGNAN, 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2) : 155-164.
- PEARCE, A.J., C.L. O'LOUGHLIN, R.J. JACKSON and X.B. ZHANG, 1987. Reforestation : on-site effects on hydrology and erosion, eastern Raukumara Range, New Zealand. *In Forest Hydrology and Watershed Management*. IAHS publ. 167, p. 489-497.
- PINEL-ALLOUL, B., A. PATOINE, R. CARIGNAN et E. PREPAS, 1998. Réponses du zooplancton lacustre aux feux et aux coupes de forêt dans l'écozone boréale du Québec : étude préliminaire. *Annis Limnol.*, 34 : 401-412.
- PLAMONDON, A.P. and A. GONZALEZ, 1982. Effects of logging on water quality : comparison between two Quebec sites. *Symposium canadien d'hydrologie*, 1982 : 71-89.
- PLAMONDON, A.P., 1981. Écoulement et modification du couvert forestier. *Le Naturaliste canadien*, 108 : 289-298.
- PLAMONDON, A.P., 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. Rapport préparé pour le ministère des Forêts, 179 p.
- PLAMONDON, A.P., A. GONZALES and Y. THOMASSIN, 1982. Effects of logging on water quality : comparison between two Quebec sites. *Canadian Hydrology Symposium*, 82 : 49-70.
- PLANAS, D., M. DESROSIERS, S.-R. GROULX, S. PAQUET and R. CARIGNAN, 2000. Benthic and pelagic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2) : 136-145.
- RASK, M., K. NYBERG, S.-L. MARKKANEN and A. OJALA, 1998. Forestry in catchments : effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Env. Res.*, 3 : 75-86.
- RINGLER, N.H. and J.D. HALL, 1975. Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104 : 111-121.
- ROBERGE, J., 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Direction des écosystèmes aquatiques, 68 p. et annexes.
- ROBINSON, C.T., S.R. RUSHFORTH and G.W. MINSHALL, 1994. Diatom assemblages of streams influenced by wildfire. *Journal of Phycology*, 30 : 209-216.
- ROSEN, K., J.-A. ARONSON and H.M. ERIKSSON, 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 83 : 237-244.
- SCHINDLER, D.W., 1998. A dim future for boreal waters and landscapes : cumulative effects of climatic warming, stratospheric ozone depletion, acidic precipitation, and other human activities. *Bioscience*, 48 : 157-164.
- SCHINDLER, D.W., R.W. NEWBURY, K.G. BEATY, J. PROKOPOWICH, T. RUSZCZYNSKI and J.A. DALTON, 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 328-334.
- SCRIMGEOUR, G.J., W.M. TONN, C.A. PASZKOWSKI and P.M.K. AKU, 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecology and Management*, 126 : 77-86.
- SCRIVENER, J.C. and M.J. BROWNLEE, 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 : 681-696.
- SCRIVENER, J.C., and B.C. ANDERSEN, 1984. Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of coho salmon fry (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41 : 1097-1105.

- SCRUTON, D.A., K.D. CLARKE and L.J. COLE, 1998. Water temperature dynamics in small forested headwater streams of Newfoundland, Canada : quantification of thermal brook trout habitat to address initial effects of forest harvesting. Pages 325-336. In M.K. Brevin and D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- SCRUTON, D.A., K.D. CLARKE, J.H. MCCARTHY, S. FORSEY, D.M. WHITAKER, G.I. MCCOWAN, E. BAGGS, W.A. MONTIVECCHI, J.M. GREEN, I. BELL and L.J. MOORES, 1995. The Copper Lake Buffer Zone Study : project site description and general study design. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2043, 47 p.
- SCULLY, N.M., P.R. LEAVITT and S.R. CARPENTER, 2000. Century-long effects of forest harvest on the physical structure and autotrophic community of a small temperature lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (suppl. 2) : 50-59.
- SPENCER, C.N. and F.R. HAUER, 1991. Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. Journal of the North American Benthological Society, 10 : 24-30.
- STEDNICK, J.D., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. Journal of Hydrology, 176 : 79-95.
- STEEDMAN, R.J., 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (suppl. 2) : 92-96.
- STEMBERGER, R.S. and J.M. LAZORCHAK, 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51 : 2435-2447.
- STOCKNER, J.G. and K.S. SHORTREED, 1987. The autotrophic community response to logging in Carnation Creek, British Columbia : a six year perspective. In Applying 15 Years of Carnation Creek Results. Pacific biological station, Nanaimo, British Columbia, p. 39-97.
- STONEMAN, C.L. and M.L. JONES, 1996. A simple method to classify stream habitat thermal stability with single observations of daily maximum water and air temperatures. N. Am. J. Fish. Manage., 16 : 728-737.
- ST-ONGE, I. and P. MAGNAN, 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (Suppl. 2) : 165-174.
- SWANSTON, D.N., 1991. Natural processes. In Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats. Edited by W.R. Meehan. Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 19 : 139-179.
- SWIFT, L.W. and S.E. BAKER, 1973. Lower temperatures within a streamside buffer strip. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Southeast. For. Exp. Stn., Asheville, North Carolina. Res. Note SE-193.
- THEDINGA, J.F., M.L. MURPHY, J. HEIFETZ, K.V. KOSKI et S.W. JOHNSON, 1989. Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in southeast Alaska streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46 : 1383-1391.
- TSUKAMOTO, Y. and H. MINEMATSU, 1987. Evaluation of the effect of deforestation on slope stability and its application to watershed management. In Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 181-189.
- VAN DER VINNE, G. and D. ANDRES, 1988a. Forest harvesting and sediment yield in the Tri Creeks basin. Symposium canadien d'hydrologie, 1988 : 347-351.
- VAN DER VINNE, G. et D. ANDRES, 1988b. Forest harvesting and water yield in the Tri Creeks basin. Symposium canadien d'hydrologie, 1988 : 353-357.
- VAN LEAR, D.H., A.R. ABERNATHY, D.H. BARWICK, B.C. DYSART, B.C. III, K.M. MANUEL, S.D. MILLER, S.M. DILLARD, and T.H. WOOD, 1998. Sedimentation effects on benthic macroinvertebrates and rainbow trout in a southern Appalachian stream. Pages 451-453. In M.K. Brevin et D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- VERTA, M., S. REKOLAINEN and K. KINNUNEN, 1986. Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, 65 : 44-58.
- VUORI, K.-M. and J. JOENSUU, 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream : do buffer zones protect lotic biodiversity? Biological Conservation, 77 : 87-95.
- WAGENER, S.M., 1984. Effects of gold placer mining on stream macroinvertebrates of interior Alaska. Univ. Alaska, Fairbanks, 1-100 p.
- WALLACE, J.B. and M.E. GURTZ, 1986. Response of *Baetis* mayflies (*Ephemeroptera*) to catchment logging. American Midland Naturalist, 115 : 25-41.
- WARD, J.V., 1985. Thermal characteristics of running water. Hydrobiologia, 125 : 31-46.
- WATERS, T.F., 1995. Sediment in streams : sources, biological effects and control. Am. Fish. Soc. Monogr., 7 : 251.
- WEBER-SCANNEL, P., 1991. Influence of temperatures on coldwater fishes : A literature review. Technical Report 91-1. Alaska, Fairbanks. In M.L. Murphy and A.M. Milner, 1997. Alaska timber harvest and fish habitat in Freshwaters of Alaska, A.M. Milner, M.W. Oswood (éditeurs), Ecological studies, 119 : 229-263.
- Wright, R.F., 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. Ecology, 57 : 649-663.