

Qualité de l'eau



ENVIRONNEMENT
ET FAUNE
QUÉBEC



Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique

(Revue et analyse
de documentation)

DIRECTION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

**IMPACTS DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE
SUR LE MILIEU HYDRIQUE**

(Revue et analyse de documentation)

**par
Jean Roberge**

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec

Mars 1996

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec, 1996
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-25935-1

Envirodoq EN960189
H-18



ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteur :	Jean Roberge ¹
Révision scientifique :	Pierre-Yves Bernier ² Denis Laflamme ¹ André P. Plamondon ³ Yvon Richard ¹
Révision linguistique :	EXACT Services linguistiques
Traitement de texte :	Patricia Charron ¹

¹ Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 930, chemin Sainte-Foy, 2^e étage, Québec (Québec) G1S 2L4.

² Service canadien des forêts, 1055, rue du PEPS, Sainte-Foy (Québec) G1N 4C7.

³ Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Pavillon Abitibi-Price, Cité universitaire, Sainte-Foy (Québec) G1K 7P4.

TABLE DES MATIÈRES

-	Équipe de réalisation	iii
-	Table des matières	v
INTRODUCTION		1
CHAPITRE 1. RÉGIME HYDRIQUE		3
1.1	Écoulement annuel	3
1.1.1	Intérêt	3
1.1.2	Impact	3
1.1.3	Exceptions	4
1.1.4	Au Québec	4
1.2	Débits d'étiage	5
1.2.1	Intérêt	5
1.2.2	Impact	5
1.2.3	Exceptions	5
1.2.4	Au Québec	6
1.3	Débits de pointe	6
1.3.1	Intérêt	6
1.3.2	Impact	7
1.3.2.1	Crues de pluie	7
1.3.2.2	Crues de fonte	8
1.3.2.3	Feu, drainage, reboisement	9
1.3.3	Au Québec	9
1.3.4	Prévention et contrôle	12
CHAPITRE 2. QUALITÉ DE L'EAU		13
2.1	Transport de sédiments	13
2.1.1	Intérêt	13
2.1.2	Origine des sédiments	13
2.1.3	Processus de transport	15
2.1.4	Impact	16
2.1.5	Au Québec	16
2.1.6	Prévention et contrôle	19
2.1.6.1	Cours d'eau	19
2.1.6.2	Voirie	20
2.1.6.3	Aires de coupe	22

TABLE DES MATIÈRES (suite)

2.2	Température	22
	2.2.1 Intérêt	22
	2.2.2 Impact	23
	2.2.3 Au Québec	24
	2.2.4 Prévention et contrôle	24
2.3	Oxygène dissous	25
	2.3.1 Intérêt	25
	2.3.2 Impact	25
	2.3.3 Au Québec	26
	2.3.4 Prévention et contrôle	27
2.4	Nutriments	27
	2.4.1 Intérêt	27
	2.4.2 Impact	28
	2.4.2.1 Coupe à blanc	28
	2.4.2.2 Fertilisation	29
	2.4.3 Au Québec	30
	2.4.4 Prévention et contrôle	30
2.5	Substances toxiques	31
	2.5.1 Intérêt	31
	2.5.2 Impact	32
	2.5.3 Au Québec	33
	2.5.4 Prévention et contrôle	34
CHAPITRE 3.	VIE AQUATIQUE	37
3.1	Production primaire	37
	3.1.1 Intérêt	37
	3.1.2 Impact	37
	3.1.3 Au Québec	39
	3.1.4 Prévention et contrôle	39
3.2	Invertébrés aquatiques	39
	3.2.1 Intérêt	39
	3.2.2 Impact	40
	3.2.3 Au Québec	41
	3.2.4 Prévention et contrôle	41
3.3	Communautés d'amphibiens	41

TABLE DES MATIÈRES (suite)

3.3.1	Intérêt	41
3.3.2	Impact	42
3.3.3	Au Québec	44
3.3.4	Prévention et contrôle	44
3.4	Populations piscicoles	45
3.4.1	Intérêt	45
3.4.2	Impact	45
3.4.2.1	À court terme	46
3.4.2.2	À long terme	48
3.4.3	Au Québec	49
3.4.4	Prévention et contrôle	51
CONCLUSION		53
BIBLIOGRAPHIE		57
ANNEXE		69

Tableau synthèse des principaux impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique

INTRODUCTION

Dans le contexte du travail du sous-comité sur les ressources hydriques et la faune aquatique au sein du projet de gestion intégrée des ressources forestières, ce document se propose d'inventorier les principaux impacts signalés de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique et d'en discuter l'intérêt et l'importance compte tenu de nos conditions. Il s'appuie sur une collection de près de 300 publications pertinentes qui a été colligée à la Direction des écosystèmes aquatiques (139 sont citées directement dans le texte). Cette série de documents n'est pas exhaustive mais elle est considérée comme représentative de l'état actuel des connaissances.

Les principaux impacts rapportés de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique concernent le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et la vie aquatique. Pour le régime d'écoulement, on s'est surtout intéressé au **volume d'écoulement annuel**, aux **débits d'étiage** et aux **débits de pointe**. Quant à la qualité de l'eau, les paramètres les plus fréquemment invoqués sont le **transport de sédiments** (organiques et inorganiques), la **température** ainsi que les concentrations en **oxygène dissous**, en **nutriments** et en **substances toxiques** (surtout les pesticides). Les impacts sur la vie aquatique ont été surtout considérés sous l'angle de la **production primaire**, des **invertébrés aquatiques** et des **populations piscicoles**. Il a aussi été question occasionnellement des **communautés d'amphibiens**. La plupart de ces paramètres sont étroitement reliés. Par exemple, les débits de pointe influent sur le transport sédimentaire qui, à son tour, peut modifier la vie aquatique. De même, la température de l'eau dépend en partie du débit et peut influencer sur sa teneur en oxygène, la production primaire, ainsi que sur les communautés benthiques et piscicoles. Néanmoins, pour plus de commodité, ces paramètres sont discutés séparément.

Pour chacun des paramètres considérés, il est question notamment de son intérêt pour le milieu hydrique, de la nature de l'impact observé ou appréhendé ainsi que des résultats spécifiques obtenus au Québec et dans des régions voisines comparables. Un tableau annexé fait la synthèse des principales informations contenues dans le texte.

CHAPITRE 1

RÉGIME HYDRIQUE

1.1 ÉCOULEMENT ANNUEL

1.1.1 Intérêt

En soi, le volume d'écoulement annuel présente peu d'intérêt pratique sinon pour les gestionnaires de vastes réservoirs. C'est davantage sa répartition au cours de l'année et particulièrement les valeurs extrêmes du débit qui concernent directement la qualité de l'eau, la vie aquatique et les utilisateurs de la ressource. Ces aspects sont traités à travers les paramètres débits d'étiage et débits de pointe.

1.1.2 Impact

La modification de l'écoulement annuel est sans doute le plus étudié et le mieux compris parmi les impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Plamondon (1981 et 1993), Bosch et Hewlett (1982), ainsi que Hetherington (1987b) ont comparé et analysé les nombreux résultats disponibles. La tendance observée en maints bassins du Canada, des États-Unis, d'Europe, d'Afrique, du Japon, d'Australie et de Nouvelle-Zélande est la même. La réduction du couvert forestier par la coupe, tout comme par le feu, les épidémies ou le chablis, entraîne généralement une réduction de l'évapotranspiration (interception et transpiration) et par conséquent, une hausse équivalente des écoulements annuels. L'amplitude du gain en écoulement dépend bien sûr de la fraction du bassin affectée, mais aussi des écarts d'évapotranspiration entre les couverts végétaux initial et résiduel. Par exemple, une forêt mature ou partiellement défoliée évapotranspire moins qu'une forêt en pleine croissance et en santé, et l'augmentation d'écoulement après coupe en serait donc d'autant amoindrie. Dans certains cas, les hausses sont trop faibles pour être mesurables (Plamondon et Ouellet, 1980) alors que dans d'autres elles atteignent jusqu'à 650 mm/an (Plamondon, 1993). La répartition de l'aire de coupe pourrait aussi jouer un rôle: au Colorado, Leaf et Alexander (1975) estiment que les gains seraient supérieurs pour un même volume de bois récolté avec une coupe par petites assiettes dispersées plutôt que par grandes surfaces ou par éclaircies.

Après coupe, les gains d'écoulement s'amenuisent graduellement au cours des années jusqu'à s'estomper entièrement. La durée de l'effet dépend de la vigueur des repousses herbacée, arbustive et arborescente et du temps nécessaire à reconstituer une couverture végétale aussi performante quant à l'évapotranspiration. De la même manière, le reboisement de terrains non forestiers tend à réduire l'écoulement.

Plusieurs modèles de simulation permettent de prévoir plus ou moins précisément l'accroissement de l'écoulement annuel d'un bassin après coupe (Leaf et Alexander, 1975; Ryan, 1979; Troendle, 1979; Chanasyk et Verschuren, 1980; U.S. Forest Service, 1980; Rogerson, 1981; Bernier, 1986; Hornbeck *et al.*, 1987; Schulze et George, 1987; Stednick et Potts, 1989; Bernier, 1990; Bultot *et al.*, 1990). Certains tiennent compte des effets de la repousse ou du

reboisement dans les années suivant la coupe. Jusqu'à présent, aucun de ces modèles n'a été vérifié dans les conditions forestières québécoises. Néanmoins, certains semblent offrir un potentiel intéressant comme la version programmée des procédures WRENSS (U.S. Forest Service) adaptée pour le contexte canadien (Bernier, 1986 et 1990) ou encore BROOK vérifié à Hubbard Brook au New Hampshire (Federer et Lash, 1978).

1.1.3 Exceptions

On rencontre cependant des exceptions à la règle, là où la forêt accroît significativement la précipitation nette par l'interception du brouillard ou de la rosée, ou bien en retenant la neige soufflée dans les aires ouvertes. Dans de tels sites, l'enlèvement de la forêt pourrait entraîner une réduction d'écoulement (Plamondon, 1993).

1.1.4 Au Québec

L'étude de Plamondon et Ouellet (1980) en forêt boréale est la seule à avoir été menée sur les modifications de l'écoulement annuel au Québec. Les auteurs constatent que la hausse prévue, ($\leq 4,5$ %) compte tenu du climat, du type de forêt et de la fraction du bassin coupée, demeure inférieure à l'erreur sur la mesure des débits (5 % à 10 %) et ne peut donc être détectée.

Des études réalisées sur des territoires voisins nous fournissent des résultats complémentaires. Dans la forêt boréale ontarienne, l'effet cumulé d'un chablis et d'un feu intense a entraîné une hausse de 62 % (de 0,16 à 0,27) du rapport annuel écoulements/précipitations dans un bassin touché sur toute sa surface (Schindler *et al.*, 1980). Deux ans plus tard, une repousse vigoureuse avait comblé entièrement la baisse d'évapotranspiration et ramené l'écoulement à son état initial. Dans la même région, la coupe totale de petits bassins (0,35 km² à 1,7 km²) a fait doubler l'écoulement (Nicolson *et al.*, 1982). Quatre ans après la coupe, le gain moyen se maintenait encore à 78 %. Dans la forêt mixte du Nouveau-Brunswick, la coupe totale d'un bassin de 3,9 km² a accru l'écoulement de 142 mm (15 %) (Dickison *et al.*, 1981). Dans une forêt feuillue du New Hampshire, on a coupé entièrement la forêt d'un petit bassin (< 0,5 km²) et on y a aussi éliminé toute végétation pendant trois ans à l'aide d'herbicides (Likens et Borman, 1975). Durant ces années, les gains d'écoulement ont varié entre 240 mm (26 %) et 350 mm (40 %).

Plamondon (1993) considère qu'au Québec, la coupe à blanc d'un bassin pourrait faire gagner jusqu'à 230 mm d'écoulement en forêt feuillue, 210 mm en forêt mixte et 190 mm en forêt boréale. En zone feuillue, il estime que les gains pourraient décroître rapidement durant les 8 à 10 premières années après la coupe et complètement disparaître en 30 ans. Des conditions de régénération particulièrement favorables ou défavorables feraient osciller cette durée de 15 à 60 ou 80 ans. En forêt boréale, il s'attend au maintien de gains élevés pendant 1 à 15 ans, à une réduction rapide sur une quinzaine d'années et à leur disparition complète en 60 à 80 ans.

1.2 DÉBITS D'ÉTIAGE

1.2.1 Intérêt

Les débits d'étiage peuvent être un facteur limitant pour la reproduction des populations piscicoles. Des étiages moins marqués accroissent généralement le taux de succès de la reproduction (Lynch *et al.*, 1977). L'importance des étiages préoccupe également les consommateurs d'eau, comme les municipalités ou les industries s'approvisionnant à partir des eaux de surface. Une hausse des débits d'étiage estivaux pourrait donc être considérée comme un effet bénéfique de la coupe. Cependant dans la mesure où il y a repousse, l'effet n'est que temporaire. Il pourrait éventuellement être suivi par des étiages plus marqués qu'avant la coupe.

1.2.2 Impact

Puisque l'augmentation du volume annuel d'écoulement après coupe est attribuable d'abord à une réduction d'évapotranspiration, on doit s'attendre que les gains se concentrent en période d'évapotranspiration maximale, donc en saison de croissance végétale surtout lors de l'étiage estival. Aussi dans la majorité des cas, on constate une nette augmentation des débits d'étiage estival après coupe (Plamondon, 1981 et 1993; Hetherington, 1987b; Shimizu, 1983). En Ontario (Nicolson *et al.*, 1982), au Nouveau-Brunswick (Dickison *et al.*, 1981) et au New Hampshire (Likens et Boorman, 1975), la coupe à blanc du bassin a multiplié de 3 à 5 fois l'écoulement des mois les plus secs de l'été. Selon la capacité de stockage des sols, les gains pourront être soit limités aux mois d'été (sols minces), soit s'étaler jusqu'en automne ou même en hiver (sols épais) (Plamondon, 1993).

L'effet maximal sera obtenu immédiatement après coupe et s'estompera graduellement en fonction du taux de rétablissement du couvert végétal. Une régénération vigoureuse pourrait même éventuellement, en transpirant plus que la forêt mature qu'elle remplace, renverser la situation en accentuant les étiages estivaux au-delà de la situation d'avant coupe. Pour les mêmes raisons, il faut s'attendre à une accentuation des étiages estivaux lors du reboisement de territoires non forestiers (Bultot *et al.*, 1990; Robinson *et al.*, 1991; Plamondon, 1993).

1.2.3 Exceptions

On retrouve les mêmes exceptions que pour les écoulements annuels, c'est-à-dire sur les sites où la forêt accroît sensiblement les précipitations par captage du brouillard ou de la rosée : les précipitations réduites seraient associées à des étiages plus marqués. De plus, si la coupe entraîne le dépôt d'une importante couche de sable et gravier dans le lit du cours d'eau, lors des étiages tout l'écoulement pourrait passer sous la surface par endroit, nuisant ainsi sensiblement à la faune aquatique (Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993).

1.2.4 Au Québec

L'effet de la coupe sur les débits d'étiage n'a pas été vérifié au Québec. On peut toutefois s'attendre à des augmentations semblables à celles observées dans la forêt boréale de l'Ontario (Nicolson *et al.*, 1982), la forêt mixte du Nouveau-Brunswick (Dickison *et al.*, 1981) et la forêt feuillue du New Hampshire (Likens et Boorman, 1975). L'ampleur de l'impact sera proportionnel à la fraction du bassin touchée par la coupe. Les durées devraient être sensiblement les mêmes que celles prévues par Plamondon (1993) pour les hausses d'écoulement annuel.

1.3 DÉBITS DE POINTE

1.3.1 Intérêt

Les préoccupations exprimées quant aux débits de pointe sont bien davantage reliées à un accroissement potentiel d'érosion/sédimentation et de transport sédimentaire qu'à des risques d'inondation. Les inondations préoccupantes ou catastrophiques sont souvent associées à des débits extrêmes, c'est-à-dire de faible fréquence (long intervalle de récurrence), produits par des averses exceptionnelles (avec ou sans neige au sol). Or, on constate que la présence de la forêt a nettement plus d'influence sur les petites crues (fréquences élevées et intervalles de récurrence courts) que sur les débits de crues exceptionnelles (Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993).

Ce sont justement les crues de fréquence élevée ou moyenne qui auraient le plus d'impact sur le transport sédimentaire et qui contrôlèrent la forme du lit du cours d'eau. À partir de plusieurs rivières, Wolman et Miller (1960) avaient calculé que 99 % de la charge en suspension était transportée par des débits de récurrence inférieure à 10 ans et de 80 % à 90 % par des débits de récurrence inférieure à 1 an. Des observations ultérieures ont démontré que, d'une part, ces conclusions s'appliquaient aussi au transport de fond (Andrews, 1980) beaucoup plus difficile à mesurer et que, d'autre part, elles demeuraient valides pour une large gamme de milieux (Sedimentation Seminar, 1977; Webb et Walling, 1982; Knighton, 1984). Les crues catastrophiques transportent beaucoup de matériel, mais à cause de leur très basse fréquence, leur contribution à long terme demeure minime. Il semble également que les paramètres morphologiques du lit (largeur, profondeur, pente, etc.) s'ajustent aussi en fonction d'un « débit dominant » correspondant aux crues avec récurrence de 1 à 2 ans (Wolman et Miller, 1960), de 1,18 à 3,26 ans (Andrews, 1980) ou même de 3 à 5 fois par an (Pickup et Warner, 1976). Ainsi, les débits les plus significatifs relativement à nos conditions seraient ceux de crues d'été et d'automne (récurrence < 1 an) et des crues printanières les plus courantes (récurrence de 1-3 ans ou 1-10 ans). Ces crues peuvent mobiliser et redéposer des sédiments grossiers (> 0,05 mm), surtout des sables et des graviers, parfois des cailloux, peu ou pas déplaçables en suspension.

Donc, les crues les plus importantes pour le transport sédimentaire et l'ajustement du lit sont aussi parmi les plus sensibles aux impacts de la coupe. En d'autres termes, une hausse des débits de pointe peut signifier une augmentation du transport sédimentaire et un réajustement du lit d'un cours d'eau (érosion-sédimentation), d'où l'intérêt d'éviter ou de minimiser la hausse

des débits de pointe. Ainsi, Heede et King (1990) et Heede (1991) rapportent une augmentation des débits de pointe causant un déséquilibre et un réajustement de cours d'eau d'ordre 1¹ avec érosion et transport sédimentaire accrus, cela malgré des mesures préventives efficaces pour contrôler la production de sédiments sur les aires de coupe.

Aux conséquences d'une augmentation des débits de pointe, il faut ajouter le besoin de dimensionner à la hausse les ponts et ponceaux forestiers (Harr *et al.* 1975). Quant à la réduction éventuelle du débit de pointe, on la considère généralement comme un impact positif. Toutefois, si elle se prolongeait sur plusieurs années on pourrait aussi s'attendre à un réajustement du lit du cours d'eau dans une recherche d'équilibre avec les nouvelles conditions d'écoulement.

1.3.2 Impact

L'influence de l'exploitation forestière sur les débits de pointe apparaît fort complexe et reste difficile à cerner. C'est une préoccupation de longue date (Kellogg, 1908) qui a été à la source de controverses (Hewlett, 1982). Les nombreux résultats publiés sur la question sont très diversifiés. *A priori*, ils peuvent même paraître contradictoires. Après la coupe, les débits de pointe pourraient demeurer inchangés, diminuer ou augmenter. L'effet peut varier d'un bassin à l'autre, mais aussi sur un même bassin d'une année à l'autre ou même d'une saison à l'autre. Globalement, la coupe aurait pour effet d'accroître la variance des débits de crue (Hornbeck, 1973; Hewlett, 1982). Les analyses plus fines des résultats disponibles (Lull et Reinhart, 1972; Plamondon, 1981 et 1993; Hewlett, 1982; Hetherington, 1987b) indiquent que l'impact varie en fonction de plusieurs facteurs, notamment la fréquence de la crue considérée, la cause (pluie, fonte, pluie/fonte), les conditions climatiques, la taille du bassin, ainsi que l'importance et la répartition des aires de coupe.

1.3.2.1 Crues de pluie

Dans leur analyse, Lull et Reinhart (1972), Plamondon (1981 et 1993) et Hetherington (1987b) ont jugé important de traiter séparément les crues de pluies et les crues de fonte. Les averses importantes en saison de croissance étant surtout de nature convective (orages), elles concentreraient leur effet sur des superficies limitées (ne dépassant pas quelques dizaines de km²) et leur impact potentiel ne concernerait que les bassins ne dépassant pas cette taille (Plamondon, 1993). Pour Plamondon (1993), la limite entre « petits » et « grands » bassins se situe quelque part entre 20 et 50 km², alors que Cheng (1989) la place à 10 km² et Hewlett (1982) vers 100 mi² (\approx 250 km²). La liste de résultats compilés par Plamondon en 1993 (tableau 5.4) ne concerne que des bassins de taille inférieure à 17 km² et dans 65 % des cas, de moins de 1 km². Ces résultats ne permettent pas de vérifier la différence de sensibilité annoncée entre petits et grands bassins.

¹Avec cours d'eau sans affluent; ordre établi selon la méthode de hiérarchisation hydrographique de Horton-Strahler (Strahler, 1957)

Dans la majorité des cas, la coupe tend à hausser les pointes de crues des petits bassins de 10 % à 200 % (valeurs extrêmes entre - 40 % et + 1 700 %). Les crues de faible intensité sont davantage sensibles aux transformations du couvert forestier (Harr *et al.*, 1975; Hetherington, 1987b; Wright *et al.*, 1990), alors que celles de forte intensité le sont peu. Au Japon, la coupe sélective et les coupes partielles réduites auraient peu d'effet sur les écoulements de crue (Shimizu, 1983).

L'effet augmente avec le pourcentage du bassin coupé ainsi qu'avec l'importance des aires compactées (routes, sentiers, jetées, etc.). L'effet potentiel des surfaces compactées par la voirie forestière tient en grande partie au fait qu'elles sont jumelées à un réseau de fossés de drainage qui agit comme un prolongement du réseau hydrographique naturel et permettrait de réduire le temps de parcours de l'eau jusqu'au cours d'eau. Les ornières des sentiers de débardage pourraient aussi agir de la même façon. L'impact serait minime lorsque la superficie coupée ne dépasse pas 40 % du bassin et que le compactage du sol et l'extension du réseau de drainage artificiel sont limités (Plamondon, 1993). Toutefois, si les surfaces compactées sont importantes, une coupe de 20 % suffirait à hausser les pointes de façon mesurable. En Oregon, Harr *et al.* (1975) ont observé que les pointes de crues étaient modifiées seulement lorsque les sols compactés couvraient plus de 12 % de la superficie du bassin. Selon Harr *et al.* (1975), l'impact de la voirie forestière sur les pointes de crue serait plus grave que celui des coupes à blanc parce qu'elle constitue un élément plus « permanent » du bassin et parce que cet impact devrait persister même lors d'averses majeures.

1.3.2.2 Crues de fonte

Sous notre climat, la crue la plus importante de l'année se produit généralement en période de fonte printanière. Puisque le couvert forestier a un effet sur l'interception, l'accumulation et la fonte de la neige, il joue aussi un rôle dans la distribution des débits de fonte. Les pointes de fonte seraient maximales si les plus forts écoulements de fonte en provenance de toutes les parties du bassin parvenaient à l'exutoire en même temps. Dans un bassin, les écarts d'altitude et de distance à parcourir contribuent à les étaler dans le temps. La fonte est généralement plus rapide et plus hâtive à découvert qu'en sous-bois (Plamondon *et al.*, 1984; Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993). La coupe a donc le pouvoir d'étaler ou de concentrer davantage les apports en eau à l'exutoire d'un bassin et par conséquent de changer les débits de pointe. Ainsi, la taille, la configuration et la répartition des coupes sont des paramètres déterminants quant à l'effet produit. Les différences de taux de fonte entre les milieux ouverts et boisés dépendent aussi fortement de paramètres climatiques (surtout rayonnement, température, vent et pluie). Ainsi, l'impact de la coupe peut changer d'un printemps à l'autre en fonction des conditions météorologiques prévalantes. Finalement, en forêt résineuse, la présence de neige sur les arbres lors d'une averse en période de fonte est susceptible d'éliminer les écarts entre les crues de bassins boisés et déboisés (Beaudry, 1984).

Parmi les facteurs mentionnés ci-dessus, plusieurs demeurent imprévisibles et tout à fait aléatoires. On peut donc s'attendre à des contrastes dans l'amplitude et la direction des impacts observés, autant entre bassins que d'une saison à l'autre dans un même bassin. Contrairement aux crues de pluie, aucune tendance ne se dégage des résultats publiés (Plamondon, 1993). Non seulement observe-t-on une très grande variance entre bassins mais aussi entre saisons

successives. Les variations des débits de pointe oscillent entre - 66 % et + 240 % (Plamondon, 1993). Par exemple à Hubbard Brook (New Hampshire), durant les quatre années suivant une coupe à blanc de 100 % du bassin, les pointes des crues de fonte ont subi des baisses et des hausses importantes (- 66 % à + 45 %) mais dont la moyenne s'annulait (Pierce *et al.*, 1970; Hornbeck, 1973). Dans les grands bassins, les crues de fonte paraissent plus sensibles aux effets de la coupe que les crues de pluie (Charbonneau *et al.*, 1977; Cheng, 1989; Plamondon, 1993). Toutefois, les crues de fonte dans les petits bassins d'ordre 1 demeureraient les plus sensibles à la coupe totale.

L'effet d'une coupe partielle est difficile à cerner puisqu'il faut tenir compte non seulement de la fraction du bassin touchée, mais aussi de la répartition des aires de coupe dans le bassin et de leur taille (Leaf et Alexander, 1975; Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993). En regroupant les aires de coupe sur les parties les plus élevées du bassin ou les plus éloignées de l'exutoire, on pourrait augmenter les débits de pointe en synchronisant l'arrivée des écoulements de fonte. À l'inverse, des aires de coupe à proximité de l'exutoire ou à basse altitude, devraient désynchroniser les écoulements et abaisser la pointe. Les résultats de Charbonneau *et al.* (1977) illustrent bien le phénomène. Par simulation, ils ont réduit le couvert forestier d'un grand bassin (réservoir Kénogami, 3 393 km²) boisé à 97 %, selon plusieurs scénarios. Ainsi avec un déboisement complet, le débit maximal de la fonte de 1969 était haussé de 6 %. Avec un déboisement de 50 % uniformément réparti, il était réduit de 33 %. La même superficie concentrée dans les régions les plus basses du bassin, la réduction n'était plus que de 7 %, tandis qu'en la concentrant dans la partie supérieure, il y avait une hausse de 14 %. Selon Leaf et Alexander (1975), on pourrait minimiser l'impact sur les pointes de fonte en répartissant les coupes par petites surfaces (diamètre \leq 8 fois la hauteur des arbres) ne touchant pas plus que 50 % du bassin à condition de disposer de sols suffisamment épais et poreux. Ils sont parvenus à ces conclusions avec l'aide d'un modèle de simulation vérifié dans les forêts résineuses (pin ou sapin-épinette) des régions neigeuses du Wyoming et du Colorado. Satterlund et Eschner (1965) en comparant les taux de fonte de terrains agricoles et boisés sur 22 ans dans l'État de New York, ont conclu qu'une mosaïque de surfaces boisées et déboisées serait la meilleure façon d'assurer un régime d'écoulement plus uniforme durant la fonte.

1.3.2.3 Feu, drainage, reboisement

L'impact du feu peut être semblable à celui de la coupe sur les débits de pointe (Cheng et Bondar, 1984). Le drainage d'une tourbière est aussi susceptible de hausser les débits de pointe, alors que le reboisement tendrait à les réduire graduellement (Robinson *et al.*, 1991).

1.3.3 Au Québec

Les seules mesures des effets de la coupe sur les débits de crue effectuées au Québec, proviennent du bassin des Eaux-Volées (Forêt Montmorency). Après une coupe de 31 % du bassin, les débits de crues estivales n'ont pas varié (Plamondon et Ouellet, 1980), mais les pointes de fonte auraient varié de - 12 % à + 40 % (Plamondon, 1993). L'importance de la répartition des coupes sur les débits de fonte dans un grand bassin a été simulée par Charbonneau *et al.* (1977) sur le bassin de la rivière Kénogami situé dans les Laurentides, au

nord de Québec. Cependant, la simulation ne prend pas en compte l'effet du prolongement du réseau hydrographique par la voirie forestière (Plamondon, 1993).

En période de fonte, les résultats de régions voisines comme l'État de New York (Satterlund et Eschner, 1965: baisse du débit de pointe en milieu déboisé), le New Hampshire (Pierce *et al.*, 1970; Hornbeck, 1973 : - 66 % à + 45 %) ou le Nouveau-Brunswick (Dickison et Daugharty, 1982 : - 60 %) sous des conditions climatiques semblables aux nôtres, illustrent bien la large gamme des réactions possibles à une coupe totale.

Pour les crues de pluie, les résultats de régions voisines et comparables indiquent une tendance générale à la hausse mais avec de fortes variations autour de la moyenne : au Nouveau-Brunswick (coupe à blanc de 92 % d'un bassin de 3,9 km²), + 26 % à + 71 % avec moyenne de + 59 %; au New Hampshire (coupe à blanc de 100 % d'un bassin de 0,16 km²), - 19 % à + 250 % avec moyenne de + 85 %.

Pour la pluie, Plamondon (1993) prévoit qu'on doit s'attendre à une augmentation moyenne des débits de pointe de l'ordre de 100 % à 150 % après la coupe de petits bassins, mais que les perturbations seraient difficilement perceptibles sur des bassins dépassant 25 km² à 50 km². Cependant, aucune observation ne permet encore de confirmer les prédictions relatives aux grands bassins.

Au printemps, une coupe totale pourrait produire des augmentations de 100 % à 200 % dans la plupart des petits bassins d'ordre 1. Dans les plus grands, elles seraient moindres (Plamondon, 1993). Plamondon (1993) estime qu'au Québec, une coupe partielle n'excédant pas 50 % de la superficie du bassin permettrait de « *réduire ou de maintenir à son niveau naturel l'écoulement de pointe* ». Néanmoins, l'examen des résultats qu'il a compilés dans les tableaux 5.7 à 5.9 montre que lorsque la coupe est restreinte à 50 % ou moins du bassin, la hausse des pointes de crue de fonte oscille entre - 35 % et + 100 % en demeurant le plus souvent entre 0 % et 50 % (figure 1). En limitant les superficies relatives de coupe, on pourrait minimiser l'impact en évitant les augmentations les plus radicales mais sans toutefois l'éliminer totalement. Rappelons qu'à la Forêt Montmorency, une coupe partielle de 31 % répartie par petites surfaces, insuffisante pour modifier de façon mesurable l'écoulement annuel, a malgré tout gonflé la pointe de crue de 40 % (Plamondon, 1993). Dans le cas de coupes partielles, il faudra aussi considérer la position des aires de coupe sur les bassins. Ainsi, leur regroupement dans le haut du bassin favoriserait les augmentations, alors qu'une bonne distribution ou un regroupement vers le bas les minimiserait.

La durée des perturbations de débits de pointe dépendra du temps nécessaire pour l'installation de la régénération et le rétablissement des sols perturbés ainsi que de la persistance des effets de la coupe sur l'accumulation et l'exposition de la neige (Plamondon, 1993). Pour la pluie, ces perturbations commenceraient à diminuer après 5 ou 10 ans et dans le pire des cas, pourraient persister de 30 à 70 ans. Pour la fonte, 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.

1.3.4 Prévention et contrôle

L'impact de l'exploitation forestière sur les débits de pointe est sans doute, parmi tous ceux traités dans ce document, le plus difficilement prévisible. Il n'existe pas non plus d'approche préventive éprouvée et efficace. Tout au plus peut-on espérer minimiser l'ampleur des hausses et la probabilité d'une majoration extrême. Une réduction des pointes serait bienvenue et considérée comme un impact positif, mais elle demeure nettement moins probable qu'une augmentation (figure 1). En fonction de l'état de nos connaissances sur ce phénomène, il apparaît que certains choix, lors de la planification des opérations forestières, peuvent contribuer à minimiser les risques. Ils concernent principalement la répartition et la configuration des aires de coupe :

- éviter la coupe totale des plus petits bassins, surtout ceux d'ordre 1, 2 et 3 et favoriser des scénarios permettant de couper le moins souvent possible plus de 50 % de la superficie de ces bassins;
- minimiser les superficies individuelles des aires de coupe. Favoriser de plus petites surfaces bien réparties à travers le bassin tout en évitant les assiettes de coupe d'un diamètre inférieur à 10 fois la hauteur des arbres (Plamondon, 1993);
- éviter des scénarios qui concentreraient les aires de coupe davantage à la tête des bassins (ordre 1 à 3) ou encore sur les versants exposés au nord.

Une attention particulière doit aussi être portée à la conception et à la réalisation des fossés de drainage et sentiers de récolte. Il faut à tout prix éviter que ceux-ci communiquent avec le réseau hydrographique et puissent en devenir le prolongement.

CHAPITRE 2 QUALITÉ DE L'EAU

2.1 TRANSPORT DE SÉDIMENTS

2.1.1 Intérêt

Les sédiments peuvent influencer sur la qualité de l'eau qui les transporte, celle du milieu d'où ils ont été prélevés (érosion) et celle du milieu où ils seront éventuellement abandonnés (sédimentation). En suspension, ils accroissent la turbidité de l'eau. Ils peuvent éventuellement réduire la photosynthèse et la production primaire dans les milieux aquatiques en bloquant la pénétration de la lumière et, à certaines concentrations, avoir un effet létal sur les populations piscicoles. Le degré de tolérance des poissons aux sédiments en suspension est néanmoins très élevé. À court terme, les adultes peuvent supporter des concentrations très importantes (Cordone et Kelley, 1961) rarement atteintes en milieu forestier, et il est rare que la faune piscicole soit directement perturbée par le transport sédimentaire (Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983). Pourtant les sédiments sont considérés par l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis comme le premier agent perturbant en milieu aquatique (Brown, 1983). La hausse des apports sédimentaires représenterait également la principale cause de dégradation de qualité des eaux associée aux opérations forestières (Hetherington, 1987b). En milieu forestier, l'impact principal du transport sédimentaire viendrait plutôt de la destruction ou de la dégradation d'habitats aquatiques (érosion ou colmatage de sites de frai, récurage de populations benthiques).

2.1.2 Origine des sédiments

On distingue généralement les sédiments organiques et inorganiques. En milieu non perturbé, la végétation riveraine est la principale source de sédiments organiques pour les cours d'eau forestiers (chute de feuilles et de fragments végétaux divers). Dans une forêt exploitée, peuvent s'y ajouter débris de coupe et de particules humiques en quantités variables selon les pratiques en vigueur, en particulier, le maintien de lisières riveraines.

Les sédiments inorganiques qui atteignent les cours d'eau peuvent provenir de trois sources : l'érosion à la surface du terrain, l'érosion des berges et du lit des cours d'eau ou, encore, de glissements de terrain ponctuels dans le temps et l'espace (Brown, 1983; Hetherington, 1987b). Les sédiments mobilisés par l'érosion de surface atteignent le cours d'eau, soit par ruissellement superficiel, ou soit par un tributaire ou un fossé de drainage. En milieu forestier, la capacité d'infiltration des sols est généralement élevée et le ruissellement de surface est chose rare. S'il se produit, la couche organique qui protège le sol minéral de l'impact des gouttes de pluie, le fait également pour le ruissellement diffus. En pratique, ce processus agit seulement sur les surfaces où le sol minéral a été mis à nu, et plus particulièrement les endroits où il a été compacté. Les opérations forestières génèrent de telles surfaces. Les routes et fossés, les sentiers de débardage et de débusquage, les jetées et les surfaces scarifiées sont les endroits les plus exposés. Dans les provinces maritimes, les sols gravement compactés représenteraient

souvent 20 % des surfaces coupées et à Terre-Neuve, ils dépasseraient les 26 % (Ernst *et al.*, 1981). Le ravinement des surfaces compactées peut survenir après plusieurs mois ou quelques années et progresser de façon intermittente, au rythme des événements météorologiques.

L'érosion du lit et des berges d'un cours d'eau est un processus tout à fait naturel en soi et qui peut très bien se produire sans intervention humaine. Dans les forêts non perturbées, c'est généralement la seule source de transport sédimentaire (Lull et Reinhart, 1972). Certaines pratiques forestières sont susceptibles de l'amplifier. La végétation riveraine notamment herbacée et arbustive, joue un grand rôle de stabilisation et de protection contre l'érosion. La perturbation des zones riveraines par la machinerie favorise l'érosion des berges. Les points de croisement des cours d'eau par la voirie forestière (ponceaux, ponts, confluence de fossés de drainage) sont des endroits particulièrement critiques pour l'apport de sédiments. Finalement, les modifications au régime d'écoulement et aux débits de pointe en particulier, peuvent nuire à l'équilibre entre les processus d'érosion/sédimentation dans le lit d'un cours d'eau et éventuellement le déstabiliser. La zone touchée s'étend en aval des aires de coupe.

Les glissements de terrain sont des phénomènes de type catastrophique et ponctuel, difficilement prévisibles et susceptibles de provoquer des apports massifs de sédiments sur de très courtes périodes. Ce sont également des processus naturels dont la fréquence peut être accrue par la construction de routes ou l'enlèvement du couvert forestier (Brown, 1983). La perte de cohésion et d'ancrage du sol due au réseau de racines ainsi que l'augmentation des teneurs en eau du sol à la suite de la baisse de transpiration ont été relevées comme les principaux facteurs d'aggravation associés directement à la récolte forestière (Cheng et Bondar, 1984; O'Loughlin, 1985; Howes, 1987; Pearce *et al.*, 1987; Tsukamoto et Minematsu, 1987; Buchanan et Savigny, 1990). Les incendies forestiers ont des effets comparables à ceux de la coupe sur les fréquences de glissements de terrain (Cheng et Bondar, 1984) alors que le reboisement agit plutôt comme atténuateur (Pearce *et al.*, 1987). La construction et la présence des chemins forestiers ont aussi été reconnues comme des facteurs privilégiés de déclenchement (Cheng et Bondar, 1984; Amaranthus *et al.*, 1985; O'Loughlin, 1985; Sullivan, 1985; Buchanan et Savigny, 1990) surtout à cause des excavations et remplissages qui y sont associés. Toutefois ces processus se restreignent généralement aux terrains en forte pente. Ils se concentrent surtout sur des pentes supérieures à 60 % (Sullivan, 1985) ou 70 % (Amaranthus *et al.*, 1985) en Oregon, supérieures à 48 % dans l'État de Washington (Buchanan et Savigny, 1990) et supérieures à 60 % - 72 % (selon le type de matériel) en Colombie-Britannique (Howes, 1987).

L'intensité du transport sédimentaire ne dépend pas seulement des pratiques forestières mais aussi de la géologie, de la physiographie, de la texture du sol et du climat, et elle peut différer sensiblement d'une région à l'autre. Ainsi, en Oregon, les taux annuels moyens d'exportation de sédiments sont respectivement de 13 t/km² et 68 t/km² pour des bassins boisés et coupés à blanc dans les monts Cascade (Murphy *et al.*, 1981). Dans la chaîne côtière du même État, ils oscillent entre 53 t/km² et 102 t/km² dans les bassins boisés et tripleraient après coupe, tandis que pour les cours d'eau côtiers de la Californie, on rapporte des taux de 2 000 t/km² à 3 000 t/km² (Murphy *et al.*, 1981).

2.1.3 Processus de transport

Les sédiments transportés se déplacent soit en suspension, soit comme charge de fond. La charge en suspension est surtout constituée de particules de la taille des argiles et des limons ($< 0,06$ mm). Une fois prises en charge, ces particules fines sont entraînées sur de grandes distances et ne peuvent sédimenter que dans des eaux très calmes (Knighton, 1984; Bilby, 1985; Sullivan *et al.*, 1987), dans une plaine d'inondation, un lac ou la mer. Les sables grossiers, graviers, cailloux et blocs (> 1 mm) ne peuvent se déplacer que comme charge de fond (glissement, roulement ou saltation). Le transport du sable moyen et fin (0,06 mm à 1 mm) se fait alternativement en suspension et en saltation au gré des vitesses de courant (Everest *et al.*, 1987). La contribution des sables à la charge en suspension se concentre surtout lors des pointes de crue (Gurtz *et al.*, 1980). Le transport de fond est le principal responsable du développement et de l'ajustement morphologiques du lit des cours d'eau (Knighton, 1984). À Carnation Creek en Colombie-Britannique, des études détaillées du transport sédimentaire sur 10 ans indiquent que le transport de fond véhicule plus de la moitié des solides déplacés (Tassone, 1987) et constitue la principale source de sédimentation (Scrivener, 1987a). On y a aussi constaté que durant les crues hivernales, la saltation peut par récuration, réduire les densités benthiques de plus de 50 % (Culp, 1987).

L'accumulation de sable entre les graviers et cailloux des frayères représente une menace potentielle pour la reproduction de la faune piscicole. Il peut y obstruer la circulation de l'eau, empêcher la diffusion de l'oxygène et nuire au développement des alevins. Une fois insinuées au sein du gravier, ces particules sont difficilement remises en circulation et elles peuvent y demeurer des années (Brown, 1983; Hetherington, 1987b; Scrivener, 1987a). L'impact de la sédimentation du sable est plus grave que celle des limons et argiles à cause de sa plus grande persistance (Scrivener, 1987a). On situe généralement la limite supérieure des particules perturbantes entre 0,83 mm et 3 mm (Iwamoto *et al.*, 1978, Brown, 1983; Everest *et al.*, 1987). Il a été démontré expérimentalement que l'augmentation de la fraction sableuse du substrat tend à réduire les taux d'émergence des alevins de salmonidés (Everest *et al.*, 1987). Les particules entre 0,1 mm et 3,3 mm seraient les plus perturbantes pour les communautés aquatiques et les frayères (Murphy *et al.*, 1981). Iwamoto *et al.* (1978) recommandent d'utiliser une teneur maximale de 10 % à 20 % en particules $< 0,85$ mm comme un critère de qualité du substrat pour les productivités primaire et secondaire. Le limon et l'argile étant plus facilement entraînés sur de grandes distances et ne sédimentant qu'en milieu calme, en rivière ce sont davantage les sables qui menacent les habitats piscicoles et benthiques (Hawkins *et al.*, 1983). Sur des surfaces exposées à l'écoulement, ce sont aussi les particules les plus facilement érodées (forces de cohésion plus accentuées au sein des limons et argiles, particules plus lourdes pour graviers et cailloux) (Hjulström, 1935).

Sur le plan de la qualité des habitats aquatiques, le transport de fond est donc aussi important, sinon plus, que le transport en suspension. Malheureusement, il est beaucoup plus difficile à mesurer (Gregory et Walling, 1973). Aussi, la plupart des études sur les effets de l'exploitation forestière sur le transport de sédiments se contentent de mesurer la turbidité ou les concentrations de sédiments en suspension. Très peu ont vérifié la sédimentation elle-même (Grégoire *et al.*, 1983). Or, pour les raisons expliquées plus haut, il n'y a pas de lien direct entre la sédimentation et la concentration de sédiments en suspension. Ainsi, l'ensablement d'un site

peut survenir sans augmentation spectaculaire du transport en suspension ou inversement, des hausses significatives des charges en suspension n'impliquent pas nécessairement de sédimentation dans le lit de la rivière (Krammes et Burns, 1973; Bilby, 1985). Il peut aussi survenir beaucoup plus tard. Par exemple, à Caspar Creek en Californie, alors que les pointes de turbidité et de sédiments en suspension avaient été observées lors des opérations forestières et l'hiver suivant, l'accumulation maximale de sable dans le bassin du seuil jaugeur n'est survenue que le quatrième hiver (Krammes et Burns, 1973). Il faut donc utiliser avec prudence les conclusions d'études relatives à l'impact des opérations forestières sur le transport de sédiments qui ne s'appuieraient que sur des mesures de sédiments en suspension ou restreintes à une seule saison. Rappelons qu'en termes de qualité des habitats aquatiques, la présence d'érosion ou de sédimentation est nettement plus déterminante que la turbidité. Celle-ci demeure cependant un bon indicateur pour la qualité de l'eau de consommation.

2.1.4 Impact

En milieu naturel, les sources sédimentaires se limitent généralement aux lits des cours d'eau. Les diverses perturbations associées à la récolte des arbres accroissent les apports sédimentaires. À cause du ruissellement supplémentaire qu'elle génère et des surfaces minérales laissées à nu, la voirie forestière serait la première source de sédiments (Krause, 1982a; Brown, 1983; Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993). L'apport maximal survient durant la construction mais il peut persister longtemps après (Hetherington, 1987b). Il s'agit là principalement des apports découlant directement des activités de récolte (construction de chemins, débusquage ou débardage, perturbation des berges, etc.). Par contre, la mobilisation de sédiments découlant du ravinement dans les fossés et sur les surfaces compactées ou du réajustement du lit à un nouveau régime hydrologique ne survient que plus tard. Elle se manifeste graduellement, évolue au rythme des crues et peut porter sur plusieurs années ou plusieurs décennies (Holtby, 1987). Les impacts sédimentaires à long terme ont été cependant peu documentés.

Moyennant certaines précautions, la récolte en elle-même générerait peu de sédiments. Cependant les passages de machinerie dans les cours d'eau, des sentiers de récolte parallèles à la pente et surtout l'absence de lisières de protection le long des cours d'eau peuvent occasionner des hausses temporaires mais importantes dans le transport sédimentaire (Krause, 1982a; Brown, 1983; Hetherington, 1987b). L'accumulation de débris de coupe directement dans le cours d'eau, en plus de générer une demande biochimique en oxygène supplémentaire, est susceptible de créer des obstacles nuisibles aux migrations piscicoles et d'interdire l'accès à des portions de cours d'eau propices au frai et à la croissance des alevins (Plamondon *et al.*, 1976).

2.1.5 Au Québec

Selon Hetherington (1987b) et Plamondon (1993), l'exploitation forestière est susceptible de générer des concentrations relativement élevées et temporaires de sédiments en suspension dans toutes les régions canadiennes. En comparant les résultats en provenance de diverses régions canadiennes, Krause (1982a) estimait que le potentiel de sédimentation après perturbations forestières est faible en milieu appalachien et très faible sur le Bouclier canadien (à l'exception

des secteurs recouverts de dépôts lacustres). Ces conclusions ne reposaient cependant que sur très peu d'observations : une seule étude pour les Appalaches (au Nouveau-Brunswick) et deux études pour le Bouclier canadien (une en Ontario et une au Québec).

Parmi les sources potentielles de production de sédiments associées aux exploitations forestières, les glissements de terrain n'ont été à peu près pas invoqués au Québec ni ailleurs dans l'est canadien. Les fortes pentes ($> \approx 50\%$) sur lesquelles ces phénomènes ont été généralement rapportés sont nettement moins fréquentes que dans l'ouest du Canada et des États-Unis. De plus, à cause du type de machinerie employée, les pentes de plus de 40 % ne sont généralement pas exploitées.

Au Québec, les glissements de terrain ont lieu « *surtout sur les versants naturels des bords de mer, des cours d'eau et des entailles de ravinement, et, à l'occasion, sur les talus en déblai et en remblai des diverses constructions* » (Landry et Mercier, 1983). Un type particulier de glissement est plus fréquent et propre au Québec : les glissements et coulées d'argile. Ils se concentrent sur les terres basses (altitude < 200 m) ayant été recouvertes par les mers post-glaciaires et où l'on trouve au moins 10 m d'argile marine. Ces territoires sont plus souvent agricoles que forestiers mais ils peuvent recouper occasionnellement des forêts privées ou même publiques, surtout sur la rive nord du Saint-Laurent. Ces glissements surviennent généralement près de versants inclinés à plus de 24 %. L'élimination du couvert végétal et l'imposition de surcharges (machinerie, remblais) sont reconnues comme des facteurs d'accroissement du risque (Landry et Mercier, 1983).

Au Québec, plusieurs études ont porté sur le transport de sédiments en suspension pendant et après la coupe, en plusieurs endroits du Bouclier canadien et des Appalaches (Plamondon *et al.*, 1976; Plamondon et Ouimet, 1982; Plamondon, 1982a, 1982b, 1988, 1993). Sur la base des résultats obtenus en Beauce, Plamondon (1982b) concluait que les apports de sédiments en suspension provenaient (par ordre décroissant d'importance) :

- 1° du passage de véhicules dans le cours d'eau;
- 2° de petits tributaires aux berges perturbées lors des opérations de récolte;
- 3° des fossés de drainage rejoignant les cours d'eau;
- 4° des chemins de débardage perpendiculaires aux cours d'eau.

Dans cette région, des concentrations très élevées avaient été mesurées pendant la coupe, dont une valeur « record » de 197 000 mg/L lors de la traversée à gué de débusqueuses. Selon l'auteur, le seul fait d'empêcher le passage de véhicules dans les cours d'eau pourrait réduire sensiblement l'impact des exploitations forestières. Le maintien de lisières boisées constituerait une mesure de protection efficace, mais leur effet peut être annihilé par la traversée de véhicules ou par la présence d'un tributaire perturbé. Notons que les concentrations mesurées dans la Beauce là où « *les exploitations sont effectuées sans souci de protection et que la machinerie forestière a libre accès au cours d'eau* » (Plamondon, 1982), sont d'ampleur comparable ou supérieure à celles rapportées dans les régions canadiennes considérées à potentiel élevé par Krause (1982a).

Dans plusieurs autres régions du Québec, il apparaît qu'avec des lisières boisées au sol non perturbé le long du cours d'eau, les concentrations de sédiments en suspension demeurent semblables ou augmentent peu en comparaison de celles observées en milieu forestier non exploité (Plamondon, 1993). En général, les augmentations sont moins marquées sur le Bouclier canadien qu'ailleurs, et dans toutes les régions, les concentrations reviennent à la normale en moins d'un an. Cependant, les perturbations les plus graves touchant directement le cours d'eau peuvent se faire sentir pendant deux ou trois ans (Plamondon, 1993).

Concernant ces études québécoises de l'influence de l'exploitation forestière sur l'apport de sédiments dans les cours d'eau, il convient de faire les remarques suivantes :

- Ces études ont mesuré des concentrations de sédiments en suspension, un paramètre important de la qualité de l'eau. Cependant, elles ne fournissent pas d'information sur les charges transportées en suspension, ni ne tiennent compte du transport de fond. En fait, elles nous apprennent peu quant aux effets de la foresterie sur la dynamique d'érosion et de sédimentation, un aspect plus étroitement lié à la protection de la vie aquatique.
- Les études de sédiments en suspension réalisées au Québec sont trop restreintes dans le temps. La plupart se limitent à la période de mai à octobre et portent rarement sur plus de deux étés après la coupe. Elles ne permettent pas de percevoir les impacts à plus long terme comme ceux découlant de la dégradation de surface de voirie ou du réajustement du lit à un nouveau régime hydrologique. En outre, l'accumulation de sédiments en aval peut survenir plusieurs saisons après leur mise en circulation (Krammes et Burns, 1973).
- Le matériel transporté en suspension est surtout composé de particules argileuses et limoneuses. Il peut aussi contenir une fraction de sables fins variable selon les vitesses d'écoulement. Sauf lors des crues majeures, l'essentiel du sable transporté se déplace près du fond et n'est donc pas mesuré parmi les sédiments en suspension.
- Le transport de particules sableuses est irrégulier dans le temps et très dépendant des vitesses d'écoulement. Les déplacements les plus importants ont lieu pendant les crues printanières. Durant cette période, une plus grande part du sable se retrouve en suspension. Peu d'échantillons d'eau ont été prélevés à ce moment de l'année. De plus, compte tenu des forts débits en cause, il est improbable que même des charges importantes de sable en suspension puissent se traduire par des concentrations élevées.
- Au Canada, le till recouvre environ 75 % du territoire et au Québec; il forme la grande majorité des sols forestiers (Landry et Mercier, 1983). Sur le Bouclier canadien, la matrice du till est généralement sableuse et pauvre en particules fines (Scott, 1976). Aussi, il est vraisemblable que les faibles concentrations de particules en suspension observées dans cette région reflètent bien davantage un manque de particules fines dans les sédiments transportés que la faiblesse du transport sédimentaire.
- Des sites d'exploitation forestière se trouvent aussi sur d'autres types de sols pauvres en particules fines (dépôts fluvio-glaciaires, deltaïques, terrasses sableuses, etc.), dont

l'érosion fournit peu de sédiments en suspension. Aussi, les concentrations de sédiments en suspension ne peuvent pas d'office être considérées comme de bons indices de l'origine des perturbations, de leur ampleur ou de l'efficacité des mesures de protection puisqu'elles dépendent également de la disponibilité des particules fines.

Finalement, on doit conclure que nous savons très peu des effets de l'exploitation forestière sur l'érosion et la sédimentation dans les cours d'eau du Québec. Nous ignorons aussi à peu près tout des conséquences à court et long terme sur la qualité du substrat et des habitats en général. Sur ce plan, les concentrations de sédiments en suspension ne sont que de piètres indicateurs. Ainsi, l'absence ou la faiblesse des hausses de solides en suspension n'est pas garante d'une absence de problèmes sédimentaires reliés à l'exploitation. Cependant, les mesures efficaces de prévention ou de réduction de l'érosion lors de l'exploitation forestière seront aussi utiles pour prévenir une majoration du transport sédimentaire, qu'il soit en suspension ou de fond.

2.1.6 Prévention et contrôle

Une planification judicieuse et un choix de modes d'exploitation adéquat du territoire forestier peuvent minimiser, sinon rendre négligeables, les impacts sédimentaires attribuables à l'exploitation forestière. Selon Hetherington (1987b), un contrôle efficace exige en plus d'une planification avisée, une information suffisante, des opérations soignées et appropriées, une attention particulière à l'entretien des routes et l'application de mesures de réhabilitation aux endroits pertinents.

2.1.6.1 Cours d'eau

Lors de la préparation des plans d'aménagement forestier, les zones riveraines devraient être considérées comme des unités distinctes de gestion au sein des bassins forestiers plutôt que comme de simples prolongements de la forêt environnante (Brown, 1983). La conservation de lisières protectrices le long des cours d'eau est certainement la mesure la plus souvent invoquée pour réduire la hausse des sédiments dans les cours d'eau. En plus de maintenir la machinerie à distance, elles peuvent réduire le ruissellement dans les zones riveraines, intercepter les sédiments produits sur les aires de coupe et également stabiliser les berges en leur assurant une meilleure résistance à l'érosion fluviale. Bien conçues, elles constituent la mesure de prévention la plus efficace (Plamondon, 1982). Elles doivent cependant être planifiées dans une perspective à long terme en prévoyant l'évolution de leur végétation sur un cycle complet de rotation de la forêt. Ainsi, il faut chercher à y minimiser les risques de chablis. Le chablis dans les zones riveraines peut représenter un potentiel de dommages au cours d'eau (source d'abondants sédiments organiques et inorganiques) plus important que la coupe elle-même (Brown, 1983). Le risque de chablis varierait en fonction du volume de bois initial dans les zones riveraines, de la hauteur des arbres, de la proximité d'une crête orientée parallèlement au vent et de la profondeur de la nappe d'eau.

Il est primordial que les lisières de protection s'étendent à l'ensemble des cours d'eau, quelle qu'en soit la taille (Plamondon, 1982; Grégoire *et al.*, 1983). Les lisières riveraines doivent surtout être protégées contre toute perturbation du sol; la coupe pourrait y être pratiquée dans

la mesure où la machinerie lourde reste à distance (Plamondon, 1982). La largeur nécessaire peut augmenter avec la pente et la fragilité du milieu (Plamondon *et al.*, 1976). Ainsi, à partir d'une étude en Abitibi, Plamondon et Ouimet (1982) proposent :

- de conserver intactes toutes les lisières d'aulnes le long des cours d'eau;
- pour les pentes inférieures à 20 %, une distance de 20 m où la coupe serait permise mais sans accès pour la machinerie;
- pour les pentes entre 20 % et 50 %, une distance de 30 m interdite à la machinerie et une lisière non coupée de 5 m;
- pour les pentes supérieures à 50 %, une distance interdite de 40 m et une lisière non coupée de 15 m.

La conservation de la végétation herbacée et arbustive adaptée est aussi très importante compte tenu de sa qualité d'enracinement et de sa grande capacité de consolidation des berges. Plamondon et Ouimet (1982) insistent sur la protection des aulnaies riveraines, alors que Moffat (1988) conseille de ne pas planter d'arbres le long des cours d'eau pour favoriser plutôt le maintien d'une végétation arbustive et herbacée non soumise aux mêmes cycles de récolte que la forêt environnante. Au besoin, cette végétation riveraine pourrait être densifiée par ensemencement ou plantation (Plamondon *et al.*, 1976).

2.1.6.2 Voirie

Une planification préalable de la voirie forestière permet de prévenir et de minimiser la détérioration des cours d'eau, mais elle contribue également à réduire les frais d'exploitation (Kochenderfer, 1970; Plamondon *et al.*, 1976; Brown, 1983). Elle permet d'optimiser le réseau de voirie en minimisant les superficies de routes et jetées dans un bassin. En choisissant des terrains plus stables et mieux drainés, on réduit les frais d'investissement et d'entretien.

En terrain accidenté, la conception du tracé routier est souvent problématique (Hausman, 1960; Kochenderfer, 1970; Cook et Hewlett, 1979; Grégoire *et al.*, 1983; Brown, 1983). On déconseille généralement les pentes perpendiculaires au versant. Il est aussi préférable d'éviter les longues pentes continues surtout près d'une traverse de cours d'eau. On peut placer des paliers horizontaux pour interrompre une pente prolongée. Les terrasses constituent généralement de très bons emplacements, bien qu'au Québec les rebords de terrasses d'argile marine soient à éviter. Idéalement, le choix du parcours devrait tenir compte des contraintes de la géologie et de la physiographie régionale et locale. La nature des sols et des versants détermine les pentes maximale et optimale souhaitables.

Le choix de la classe de chemin utilisé est important, car il influe sur sa largeur et ses pentes. Une route large en pente douce serait plus perturbante qu'une plus étroite et pentue (Brown, 1983). Il faudrait viser la largeur minimale en fonction des usages prévus (Grégoire *et al.*, 1983). La distance entre les routes et les cours d'eau est également un paramètre important à considérer (Kochenderfer, 1970; Aubertin et Patric, 1974). En Abitibi, Plamondon et Ouimet (1982) recommandent d'éviter de longer les cours d'eau et plans d'eau à moins de 60 m.

La période de construction du réseau routier est particulièrement critique et il faut prendre soin de minimiser les perturbations du sol, surtout aux abords des cours d'eau (Plamondon *et al.*, 1976). Si possible, il est préférable d'effectuer la construction en période sèche. L'usage d'une excavatrice au lieu d'un *bulldozer* réduirait sensiblement l'érosion durant la construction et serait plus efficace en terrains rocaillieux (Brown, 1983; Hammer, 1989). Les pentes de remblai et déblai de routes sont des zones propices à l'érosion. On doit chercher à les réduire au minimum et s'assurer d'un compactage suffisant des matériaux de remplissage (Brown, 1983). Dans les terrains montagneux du Montana, Hammer (1989) a démontré que les débris végétaux produits lors de la construction de routes peuvent former d'excellents filtres à sédiments si on les étale à la base des pentes de remblais routiers, aux traverses de cours d'eau ou en aval des ponceaux. L'ensemencement et l'enrochement des remblais sont recommandés aux abords des cours d'eau (Grégoire *et al.*, 1983).

La conception des fossés de drainage constitue un autre élément fondamental de la voirie forestière. Des fossés dirigés directement dans les cours d'eau et prolongeant le réseau hydrographique peuvent réduire en bonne partie l'effet protecteur des lisières riveraines (Aubertin et Patric, 1974; Plamondon, 1982). Les fossés ne devraient jamais mener directement aux cours d'eau (Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983; Moffat, 1988). Plamondon et Ouimet (1982) conseillent de faire diffuser l'écoulement des fossés dans la végétation des lisières riveraines. On doit également y éviter les concentrations d'écoulement en prévoyant suffisamment de rigoles de traverse qui dévient l'eau vers la forêt (Kochenderfer, 1970; Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983). Leur espacement devrait augmenter avec la pente et tenir compte de la perméabilité du sol. Des normes très précises établies par le *US Forest Service* sont présentées dans Brown (1983). La revégétation des fossés de drainage contribue aussi à réduire l'érosion le long des routes.

Les traverses de cours d'eau peuvent devenir des sources importantes de perturbation si elles ne sont pas bien conçues et localisées. Idéalement, elles devraient être placées perpendiculairement, là où le cours d'eau est droit, étroit, avec des berges stables et bien définies (Kochenderfer, 1970; Grégoire *et al.*, 1983) et où la pente des terrains riverains est faible (Plamondon et Ouimet, 1982). Les lisières de protection pourraient aussi être élargies aux abords des traverses (Plamondon et Ouimet, 1982). Les ponceaux à arches sont préférables aux ponceaux avec fond et si un ponceau avec fond est utilisé, il faut s'assurer que son fond soit placé légèrement plus bas que celui du cours d'eau et qu'il ne pose pas d'obstacle à la migration du poisson (Grégoire *et al.*, 1983). Ils doivent aussi être de taille suffisante pour recevoir les débits de pointe et éventuellement, des débits de pointe amplifiés par la coupe (Harr *et al.*, 1975). Leur construction doit se faire avec précaution afin de minimiser les bouleversements de sols et la production de sédiments (Plamondon *et al.*, 1976).

La voirie forestière maintenue en usage doit être soumise à un entretien régulier : nivellement des chaussées, inspection et nettoyage des fossés, vérification des ponceaux, surveillance des signes d'érosion et corrections au besoin (Kochenderfer, 1970; Corbett *et al.*, 1978; Grégoire *et al.*, 1983). Après l'exploitation, les éléments du réseau qui ne sont plus utilisés devraient être rapidement éliminés (Corbett *et al.*, 1978). On peut enlever les ponts et ponceaux pour ramener les cours d'eau à leur état originel (Kochenderfer, 1970; Plamondon *et al.*, 1976; Grégoire *et al.*, 1983) et installer des barrières de traverse (Grégoire *et al.*, 1983). On devrait aussi

revégéter rapidement les routes, jetées et surfaces de déblai par ensemencement ou plantation (Kochenderfer, 1970; Plamondon *et al.*, 1976; Corbett *et al.*, 1978) ou à tout le moins les parties les plus sensibles à l'érosion (Grégoire *et al.*, 1983). Un hersage pourrait accélérer le rétablissement de la végétation (Grégoire *et al.*, 1983).

2.1.6.3 Aires de coupe

Les aires de coupe représentent une autre source potentielle de sédiments pour les cours d'eau. Leur contribution peut être contrôlée si l'on minimise les perturbations de la couche organique du sol et le compactage (Brown, 1983). Ces perturbations sont surtout associées aux opérations de collecte des arbres coupés et particulièrement aux déplacements des véhicules de débardage ou de débusquage. Brown (1983) suggère la récolte par câble sur les pentes supérieures à 30 %, l'usage de véhicules à faible pression portante munis de suspension et la restriction des trajets des véhicules à un nombre limité de sentiers. Cependant, les passages répétés au même endroit approfondissent des ornières susceptibles de générer ou concentrer le ruissellement (Plamondon, 1993). Il convient alors d'éviter de situer de longs sentiers sur des pentes fortes (Moffat, 1988) et de chercher à les placer perpendiculairement aux pentes (Grégoire *et al.*, 1983). Il faut aussi s'assurer que ces sentiers ne facilitent pas l'écoulement de l'eau vers les cours d'eau; il faut également faire dévier l'eau vers l'extérieur des sentiers et les bloquer une fois l'exploitation complétée.

Les modes de préparation de terrain exposant le sol minéral sur de grandes superficies sont aussi des causes potentielles d'érosion et de production de sédiments. Lors de la plantation, il est préférable d'opter pour une méthode ne nécessitant pas un labourage du sol (Moffat, 1988). S'ils sont mal orientés, les sillons facilitent le ruissellement. De plus, ils tendraient à orienter l'enracinement des plants et ainsi favoriser des chablis précoces (Moffat, 1988). Quant au brûlage, son effet est directement relié à l'intensité de l'incendie : les impacts les plus forts surviennent si la matière organique est consumée et le sol minéral exposé. Par contre, les brûlages légers seraient rarement une cause d'érosion s'il demeure suffisamment de matière organique pour couvrir le sol minéral (Brown, 1983). Dans certains cas, le brûlage pourrait libérer des sédiments emmagasinés par les débris de coupe (Brown, 1983).

2.2 TEMPÉRATURE

2.2.1 Intérêt

Dans l'environnement aquatique, la température est un régulateur d'activité biologique (Brown, 1983). Les poissons, comme presque toute la faune aquatique, sont des organismes à sang froid. Leur développement est directement dépendant de la température ambiante. Chaque espèce possède ses propres exigences thermiques : des limites létales et entre celles-ci, une marge optimale pour son développement. Ainsi, la température de l'eau peut déterminer la composition d'une communauté, non seulement par la sélection des espèces viables mais aussi en intervenant sur leur compétitivité (Brown, 1983). Les hausses de température réduisent la solubilité de l'oxygène et pourraient aussi favoriser le développement de certains micro-organismes pathogènes (Brown, 1983). Pour des cours d'eau froids et pauvres en éléments nutritifs, un

réchauffement pourrait favoriser une hausse de productivité bénéfique au poisson (Hetherington, 1987b). Dans d'autres, elles pourraient entraîner une croissance excessive d'algues et perturber l'équilibre du milieu au détriment de certaines espèces.

Les températures optimales se situeraient entre 21 °C et 24 °C pour la ouananiche et entre 7 °C et 15 °C chez les autres salmonidés. La plupart des salmonidés, dont l'omble de fontaine, préfèrent les températures inférieures à 20 °C et ne pourraient supporter plus de 24 °C (Davis *et al.*, 1976). Chez les amphibiens, la sensibilité environnementale varie substantiellement d'une espèce à l'autre (Bury et Corn, 1988). Certaines espèces peu mobiles et peu tolérantes aux perturbations thermiques peuvent disparaître ou être gravement stressées par le réchauffement d'un cours d'eau (Bury et Corn, 1988).

2.2.2 Impact

En bordure des cours d'eau, la suppression de la végétation représente une perte importante d'ombrage et est susceptible de provoquer des hausses substantielles d'ensoleillement et de température. Le gain de température est proportionnel à la superficie exposée, au rayonnement atteignant la surface de l'eau et inversement proportionnel au débit (Brown, 1983). Un modèle permettant d'estimer le réchauffement de l'eau dû à la coupe est présenté dans Brown (1983). Les cours d'eau peu profonds à écoulement lent sont plus susceptibles aux réchauffements que ceux plus gros, plus profonds et avec des débits supérieurs (Krause, 1982a; Hetherington, 1987b). Ils seraient aussi plus vulnérables en terrain plat qu'en terrain montagneux (Krause, 1982a).

L'accumulation éventuelle de débris de coupe dans les cours d'eau pourrait compenser la perte d'ombrage (Plamondon *et al.*, 1976; Brown, 1983). Au Canada, on a mesuré après coupe, des hausses de maxima estivaux généralement en deçà de 10 °C mais atteignant parfois 15 °C (Hetherington, 1987b). Dans les Appalaches, elles se situent entre 4 °C et 10 °C alors que dans les forêts boréales du Canada et des États-Unis, elles ne dépassent pas les 5 °C (Plamondon, 1993).

Ces réchauffements vont se prolonger jusqu'à ce que la végétation riveraine ait atteint une taille lui permettant de fournir autant d'ombrage qu'auparavant. Sur l'île de Vancouver, dans certains ruisseaux, l'effet avait disparu après 7 ans (Hetherington, 1987b) alors qu'ailleurs on prévoyait qu'il allait s'étendre sur 15 à 30 ans (Holtby, 1988). Les impacts en période hivernale ont été peu étudiés. On peut supposer que l'accumulation de la neige sera changée si la végétation riveraine est touchée. Sur la côte ouest, on s'attend à un refroidissement et un gel plus prononcés dans les sections dégagées (Beschta *et al.*, 1987; Hetherington, 1987b), mais ces effets demeurent insuffisamment documentés.

Pour la faune piscicole, l'effet d'un réchauffement peut être néfaste ou bénéfique, selon le cas. Lorsqu'en conditions naturelles la température d'un cours d'eau approche la marge supérieure des conditions optimales pour une espèce, un réchauffement est potentiellement nuisible, tandis que dans un cours d'eau plus froid, une hausse modérée des températures pourrait contribuer à améliorer la productivité du milieu (Grégoire *et al.*, 1983; Hetherington, 1987b; Plamondon,

1993). À Carnation Creek, sur l'île de Vancouver, le réchauffement de l'eau permet une émergence plus hâtive et un nombre supérieur d'alevins de saumon Coho ainsi qu'une saison de croissance prolongée (Scrivener et Anderson, 1984; Holtby, 1988; Hartman et Scrivener, 1990). Selon Beschta *et al.* (1987), sur la côte ouest (Oregon, Washington, Colombie-Britannique, Alaska), les réchauffements induits par la coupe provoquent rarement d'effets nuisibles significatifs sur les salmonidés résidents. Cela s'expliquerait par :

- la tolérance thermique supérieure des salmonidés d'eau douce;
- les cycles diurnes qui limitent la durée d'exposition aux températures les plus élevées;
- la présence de sources d'eau froide connues et utilisées par les poissons;
- la capacité des poissons à migrer vers des zones à moindre stress;
- la complexité d'un environnement thermique hétérogène dans l'espace et dans le temps.

Ils estiment cependant que dans des régions au climat plus chaud, l'impact thermique de la coupe pourrait devenir préoccupant pour la santé des populations piscicoles. Ces auteurs soulignent également la difficulté de discriminer les effets du réchauffement et ceux des gains d'éclaircissement et des influx accrus de nutriments.

2.2.3 Au Québec

Plamondon (1993) constate qu'au Québec, la sensibilité thermique des ruisseaux varie suivant la région considérée. En Beauce et dans le bassin de la Lièvre, les températures estivales oscillant entre 15 °C et 25 °C, il faudrait éviter de réduire l'ombrage. Par contre, sur la Côte-Nord et dans Charlevoix où les températures se maintiennent sous les 15 °C, un éventuel réchauffement après coupe présenterait peu de risques. Les hausses de température mesurées après coupe au Québec n'ont pas dépassé les 5 °C (Plamondon, 1993). Cependant, Plamondon (1993) estime que dans les Appalaches, elles pourraient atteindre 10 °C. Lorsque des lisières boisées ont été maintenues, on n'a observé aucune différence significative entre la température des ruisseaux de bassins coupés à blanc et celle de milieux boisés.

Noel *et al.* (1986) ont étudié l'effet de la coupe à blanc sur les cours d'eau de milieux comparables et voisins du Québec, dans le nord du Vermont, du New Hampshire et du Maine. Leur étude portait sur des bassins coupés partiellement, deux en forêt boréale (sapins/épinettes) et deux en forêt feuillue. Ils ont mesuré des hausses des maxima mensuels jusqu'à 7 °C. Dans un ruisseau ayant parcouru 1 200 m à travers une coupe à blanc, la température a même atteint les 29 °C. Selon les auteurs, les principaux changements constatés dans les cours d'eau résultaient des hausses de luminosité et de température stimulant la croissance des algues et des macro-invertébrés. Ils auraient pu être évités par le maintien de lisières boisées.

2.2.4 Prévention et contrôle

Le maintien de lisières boisées est sans doute la méthode la plus efficace pour éviter le réchauffement des cours d'eau après coupe (Plamondon *et al.*, 1976; Krause, 1982a; Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983; Hetherington, 1987b; Plamondon, 1993). Des lisières suffisamment

larges procurent aux cours d'eau le même ombrage qu'une forêt mature (Plamondon *et al.*, 1976; Beschta *et al.*, 1987). Brown (1983) propose une méthode pour établir sur le terrain la configuration optimale de lisières boisées conçue expressément pour conserver l'ombrage des cours d'eau.

La protection thermique des cours d'eau ne nécessite pas toujours le maintien de lisières boisées sur l'ensemble du réseau hydrographique (Krause, 1982a; Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983; Plamondon, 1993). Les apports en eau de surface et surtout souterraine sont susceptibles de refroidir les cours d'eau en aval des sections déboisées, réduisant ainsi l'impact thermique de la coupe (Brown, 1983). Une alternance de tronçons boisés et déboisés pourrait suffire à prévenir les réchauffements excessifs. Ainsi, l'étalement dans le temps des coupes sur un même cours d'eau (Pierce *et al.*, 1970) ou la pratique de coupes par trouées ou par bandes (Krause, 1982a) minimisant la longueur de berges dégagées, constitueraient des moyens de contrôle alternatifs.

2.3 OXYGÈNE DISSOUS

2.3.1 Intérêt

La teneur en oxygène dissous, tout comme la température, est un régulateur de l'activité biologique dans les écosystèmes aquatiques. Une concentration insuffisante peut, sinon rendre le milieu impropre à la faune aquatique, du moins ralentir ou inhiber la croissance des individus et nuire à leur reproduction. On estime que sous les 5 mg/L, la plupart des espèces de poisson sont perturbées (Grégoire *et al.*, 1983). Chez les saumons, et particulièrement les juvéniles, on observe un fort taux de mortalité en dessous de 2 mg/L (Brown, 1983).

2.3.2 Impact

La solubilité de l'oxygène dans l'eau varie avec la température. À 0 °C, la teneur à saturation est de 14,7 mg/L. Elle baisse à 10,2 mg/L si la température de l'eau monte à 15 °C et n'est plus que de 7,4 mg/L si elle atteint 30 °C. L'oxygène dissous est consommé pour l'oxydation de substances organiques ainsi que par certaines bactéries. La quantité de substances organiques dans le milieu détermine la demande biochimique en oxygène (DBO). Lorsque la concentration d'oxygène s'abaisse sous le niveau de saturation, il y a oxygénation de l'eau à travers l'interface air/eau. Ce processus, plutôt lent à travers une surface d'eau calme, est sensiblement accéléré dans les zones de turbulence. Ainsi, dans des cours d'eau parsemés de rapides, les apports peuvent atteindre des moyennes de l'ordre de 1 mg/L par 10 m de parcours. Des gains extrêmes de 6,5 mg/L à 10 mg/L ont été mesurés sur un tronçon de 30 m dans les monts Cascade en Oregon (Brown, 1983). En milieu boisé, la chute des feuilles et des aiguilles constitue la principale source de DBO.

L'exploitation forestière a un effet sur le taux d'oxygène dissous surtout s'il y a rejet de débris de coupe dans les cours d'eau ou lorsqu'elle s'accompagne d'un réchauffement de l'eau. Ce dernier, en soi, n'est pas suffisant pour abaisser la teneur en oxygène à un niveau dangereux.

Cependant en diminuant la concentration maximale possible, il augmente la vulnérabilité relativement à la DBO générée par les débris organiques.

L'accumulation de grandes quantités de débris de coupe dans les cours d'eau est fréquente lors de coupes sans mesures de protection du cours d'eau. Les débris de grande taille (troncs et branches) peuvent provoquer des obstructions et rétentions d'eau qui ralentissent l'écoulement, retardent l'oxygénation et favorisent le réchauffement (Phillips *et al.* 1966; Davis *et al.*, 1976). Les débris les plus fins (aiguilles, feuilles, petites branches et écorces) contiennent des sucres et des phénols dont l'oxydation consomme de grandes quantités d'oxygène (Ponce, 1974; Davis *et al.*, 1976; Brown, 1983). Lorsque le taux de consommation excède celui d'oxygénation, il y a déficit (insaturation) et des insuffisances en oxygène peuvent apparaître.

En Oregon, la coupe à blanc totale du bassin montagneux de *Needle Branch* (0,7 km²) sans mesures de protection du cours d'eau, a abaissé les teneurs en oxygène sous les 3 mg/L (jusqu'à 0,6 mg/L) durant plusieurs semaines (Phillips *et al.*, 1966). Un tiers de la portion normalement utilisée par le saumon est devenu impropre à la survie du poisson. Des barrages de débris formant des bassins de rétention étaient en grande partie responsables du déficit en oxygène. Dans le bassin voisin de *Deer Creek* (3,05 km²) soumis en même temps à une coupe à blanc par trouées sur 25 % avec maintien de lisières boisées, les concentrations dans le cours d'eau sont demeurées entre 9 mg/L et 10 mg/L (Phillips *et al.*, 1966).

L'abondance d'oxygène dans le gravier des frayères est essentielle à la survie des embryons et alevins et au succès de la reproduction. Cette abondance est normalement assurée par une bonne circulation d'eau au sein du gravier permettant un échange continu avec l'eau de surface (Davis *et al.*, 1976). La présence de débris est susceptible de modifier l'oxygène non seulement au centre du cours d'eau, mais également dans les interstices du gravier des frayères. À *Needle Branch*, les faibles teneurs mesurées durant la coupe s'observaient également au sein du gravier (Phillips *et al.*, 1966). Après qu'une opération de nettoyage et que les crues d'automne aient enlevé la plupart des débris de coupe, dès l'hiver les concentrations d'oxygène étaient revenues à la normale dans le ruisseau (Ringler et Hall, 1975). Au sein du gravier cependant, elles sont demeurées inférieures de 3 mg/L en moyenne. Elles ont continué à décroître pendant au moins quatre ans, atteignant à plusieurs endroits des valeurs inférieures à 2 mg/L (Davis *et al.*, 1976). La réduction de circulation d'eau dans le gravier par colmatage de sédiments en était responsable (Ringler et Hall, 1975). De plus, l'inclusion de sédiments organiques dans le gravier avait créé une réserve à long terme de DBO. Apparemment, la survie des saumons coho n'aurait pas été compromise, mais la population de truite fardée a été réduite au tiers de ce qu'elle était (Ringler et Hall, 1975).

2.3.3 Au Québec

L'impact de la coupe sur l'oxygène dissous a été mesuré sur la Côte-Nord, en Haute-Mauricie, en Abitibi et dans la région de Mont-Laurier (Plamondon *et al.*, 1982; Plamondon, 1993). Dans tous les cas où une lisière boisée a été maintenue ainsi que lors de coupes partielles, aucune baisse significative des teneurs en oxygène n'a été mesurée. Avec des coupes variant de 26 % à 90 % du bassin et sans protection du cours d'eau, on n'a pas non plus observé de baisse

importante des teneurs en oxygène dans des cours d'eau d'Abitibi (Plamondon et Ouimet, 1982) et de la Côte-Nord (Plamondon *et al.*, 1982) drainant de 0,76 km² à 3,10 km². Dans un cas cependant, la concentration d'oxygène dans un cours d'eau à faible pente (2 %) drainant un bassin de 0,62 km² en Haute-Mauricie est passée de 7,4 mg/L à 1,0 mg/L durant l'étiage estival après une coupe à 100 % sans protection du cours d'eau (Plamondon *et al.*, 1982).

Ainsi, dans les conditions québécoises, la coupe n'aurait pas d'impact significatif sur les teneurs en oxygène dissous des cours d'eau si l'on maintient une bande riveraine protectrice. Sans protection, l'effet est généralement minime, bien qu'une baisse critique reste possible lors de l'étiage estival dans des petits cours d'eau n'ayant qu'une faible capacité d'oxygénation.

2.3.4 Prévention et contrôle

La façon la plus simple de prévenir les pertes excessives d'oxygène consiste à éviter le rejet de débris de coupe dans les cours d'eau et à empêcher les réchauffements en conservant l'ombrage. Le maintien de lisières boisées le long des cours d'eau assume ces deux rôles à la fois (Davis *et al.*, 1976; Brown, 1983). Brown (1983) estime toutefois qu'on pourrait se contenter de protéger les cours d'eau en amont des habitats du poisson, là où la capacité d'oxygénation est insuffisante. Il propose une méthode pour évaluer le potentiel de récupération d'un cours d'eau entre l'aire de coupe et l'habitat à protéger. Ces calculs s'avèrent superflus si l'on applique une politique de conservation systématique de lisières boisées.

2.4 NUTRIMENTS

2.4.1 Intérêt

Selon des données présentées par Nicolson *et al.* (1982), dans la portion canadienne du bassin des Grands-Lacs, l'utilisation forestière du territoire libère nettement moins d'azote et de phosphore dans les cours d'eau que le pâturage, l'agriculture, l'industrie ou l'occupation résidentielle. On s'attend généralement que les eaux issues de bassins forestiers soient très peu chargées en matières dissoutes, de sorte qu'elles puissent fournir une eau de consommation de très bonne qualité capable de diluer d'éventuels apports agricoles, industriels et urbains s'ajoutant en aval (Brown, 1983). Pour cette raison, et aussi en fonction de préoccupations quant à l'appauvrissement éventuel des sols forestiers, on s'est beaucoup intéressé aux effets de l'exploitation forestière sur le lessivage de nutriments.

Une faible concentration en nutriments (particulièrement en phosphore) peut limiter la productivité primaire en milieu aquatique, alors qu'une forte concentration pourrait favoriser l'eutrophisation et même rendre l'eau impropre à la consommation. Lorsque le phosphore ne limite pas la productivité primaire, 0,3 mg/L de nitrates-N suffirait à provoquer une explosion d'algues. À partir de 4,2 mg/L de nitrates-N, la santé de certains poissons peut être compromise (Plamondon, 1993). À partir de 10 mg/L de nitrates-N, une eau est généralement considérée impropre à la consommation. L'eutrophisation de cours d'eau par excès de nutriments a été

observée au New Hampshire (Likens et Bormann, 1975) et l'on soupçonne que le transport de phosphore particulaire puisse favoriser l'eutrophisation de certains lacs (Grégoire *et al.*, 1983).

2.4.2 Impact

2.4.2.1 Coupe à blanc

La coupe à blanc, en augmentant la température et les teneurs en eau du sol, tend à accélérer à la fois l'activité microbienne de décomposition de la matière organique et l'altération chimique de la matière minérale, deux processus générateurs de nutriments en solution. De plus, une fois le couvert forestier disparu, la réduction d'évapotranspiration amplifie les taux de percolation dans le sol alors même que l'absorption racinaire des nutriments a radicalement diminué. La coupe a donc généralement pour effet de mettre en circulation une plus grande quantité de nutriments (Brown, 1983; Grégoire *et al.*, 1983). Lorsque le taux de libération de nutriments excède le rythme d'absorption par la végétation et la capacité de fixation du sol, le surplus se retrouve principalement dans les cours d'eau. Si la capacité d'échange du sol varie surtout spatialement, le taux de consommation par la végétation évolue dans le temps selon la nature et la vigueur de la repousse et peut être influencé par les interventions sylvicoles.

Dans une forêt feuillue du nord du Michigan, Crow *et al.* (1991) ont mesuré les taux de stockage de nutriments dans la végétation de repousse après coupe. Ils ont constaté que le prélèvement de N, K et Mg par les plantes rejoignait ou excédait celui d'avant la coupe dans les cinq ans alors que pour le Ca et le P, il fallait attendre plus longtemps. La repousse comprenait les espèces ligneuses exploitées, les herbacées forestières d'avant coupe, des espèces de succession hâtive et des graminées. Entre la 1^{re} et la 4^e année, la biomasse aérienne est passée de 98 g/m² à 707 g/m² et à elle seule la régénération des espèces exploitées contribuait à 78 % de cette augmentation.

La végétation est un consommateur de nutriments très efficace. Leurs concentrations sont souvent bien plus élevées dans la solution de sol que dans les cours d'eau (Krause, 1982b). La performance de la repousse joue un rôle majeur quant aux pertes de nutriments dans les cours d'eau. Lorsque la repousse est rapide et luxuriante, l'augmentation des concentrations en cours d'eau est brève et négligeable (Aubertin et Patric, 1974). Par contre, quand la repousse tarde, elle est nettement plus élevée (Corbett *et al.*, 1978).

Les effets les plus spectaculaires dans les cours d'eau ont été observés lorsqu'on a volontairement inhibé toute repousse. Ainsi, au New Hampshire, après une coupe totale dans une forêt de feuillus tolérants et l'application de phytocides pour inhiber toute repousse, les concentrations de Ca, K, Al, Mg et NO₃ ont augmenté entre 4 et 54 fois. Les concentrations moyennes de NO₃ avaient atteint 53 mg/L avec une pointe de 82 mg/L et durant plus de trois ans, elles ont constamment dépassé les normes pour l'eau potable (Likens et Bormann, 1975). L'excès de nutriments conjugué au réchauffement de l'eau a aussi provoqué de l'eutrophisation dans les cours d'eau. Des impacts aussi radicaux n'ont néanmoins pas été observés dans des conditions normales d'exploitation. Les facteurs retardant la repousse comme un feu intense, peuvent tout

de même entraîner une hausse substantielle des concentrations de nutriments mais celles-ci parviennent rarement à des niveaux préoccupants (Schindler *et al.*, 1980; Mackay et Robinson, 1987).

L'ion le plus sensible est généralement le nitrate avec des majorations atteignant parfois un facteur dix. En Nouvelle-Angleterre, c'est dans les cours d'eau de forêts de feuillus nordiques (*northern hardwoods*) que les concentrations les plus élevées en nitrate ont été observées après coupe (Martin *et al.*, 1985). Des moyennes dépassant le seuil des 10 mg/L (eau potable) et des maxima atteignant 27 mg/L ont été rapportés (Martin et Pierce, 1980).

Prairie et Kalff (1988) ont observé sur sept cours d'eau du sud du Québec, une forte corrélation entre les concentrations en phosphore particulaire et la fraction déboisée d'un bassin. Elles passaient du simple au double (5 µg/L à 10 µg/L) entre 0 % et 100 % de déboisement.

Les augmentations se manifestent souvent un an ou deux après la coupe et durent généralement de deux à cinq ans (Martin et Pierce, 1980; Nicolson *et al.*, 1982; Mackay et Robinson, 1987; Crow *et al.*, 1991). Dans certains cas cependant, elles pourraient ne durer qu'un an ou bien persister jusqu'à neuf ans (Plamondon, 1993).

2.4.2.2 Fertilisation

La fertilisation forestière représente une source supplémentaire de nutriments pour le milieu aquatique. Ces ajouts de nutriments viennent par apports directs lors de l'épandage de fertilisants ainsi que par lessivage de la végétation et du sol surtout lors d'averses. Le cheminement des fertilisants dans les bassins forestiers a été discuté en détail par Brown (1983). Le fertilisant le plus utilisé en forêt est l'azote sous forme d'urée ou de nitrate d'ammonium. On applique également du phosphore, du potassium et du magnésium. La fraction exportée dans les cours d'eau a été estimée entre 0,01 % et 23,3 % pour N (Gonzalez et Plamondon, 1978; Brown, 1983; Hetherington, 1987b; Edwards *et al.*, 1991) et entre 0,01 % et 0,03 % pour P (Edwards *et al.*, 1991). Les pertes les plus élevées ont été observées en Virginie Occidentale à la suite d'applications de 336 kg/ha de N et de 224 kg/ha de P₂O₅ (Edwards *et al.*, 1991).

Les concentrations maximales sont généralement mesurées lors de la fertilisation mais on retrouve souvent des valeurs élevées récurrentes durant de fortes averses. L'effet peut s'estomper en quelques semaines (Hetherington, 1987b), mais peut aussi durer plus de trois ans (Edwards *et al.*, 1991). Bien que les concentrations maximales mesurées soient généralement basses, il arrive parfois qu'elles dépassent les normes pour l'eau de consommation. À la suite de l'application de mélanges d'engrais (à 400 kg/ha et 700 kg/ha) sur des érablières des Appalaches québécoises, les teneurs en phosphate ont excédé les normes à quelques reprises (Dubé *et al.*, 1991). En Virginie Occidentale, après l'application de nitrate d'ammonium à raison de 336 kg N/ha, les nitrates-N sont demeurés au-dessus de 10 mg/L durant trois semaines (Edwards *et al.*, 1991). Au Nouveau-Brunswick, les NO₃-N ont atteint 11,5 mg/L pendant l'application de 110 kg N/ha d'urée et 10 mg/L, lors d'averses subséquentes (Krause, 1982a). À la Forêt Montmorency, c'est l'ammonium qui a dépassé temporairement les normes après un épandage d'urée à 150 kg N/ha (Gonzalez et Plamondon, 1978). Brown (1983) rapporte

cependant neuf autres cas de fertilisation dans le nord-ouest des États-Unis n'ayant occasionné aucune concentration excessive de nutriments.

2.4.3 Au Québec

La concentration de nutriments dans les cours d'eau forestiers a été mesurée sur la Côte-Nord et en Haute-Mauricie (Plamondon, 1993). La plupart des concentrations ont augmenté après coupe mais sans atteindre des niveaux dommageables. Krause (1982a) estime que dans les forêts résineuses du Bouclier canadien sur podzols, la coupe devrait libérer davantage d'ions SO_4 et de carbone organique dissous, abaissant le pH des cours d'eau, en changeant la couleur et les enrichissant en ions K, Na, Ca et Mg. Dans les régions de feuillus tolérants de l'est canadien, il prévoit plutôt une hausse substantielle et persistante des NO_3 . On peut néanmoins s'attendre à une forte variabilité intrarégionale de la réponse chimique des bassins (Krause, 1982a; Hetherington, 1987b).

Les expériences acquises suivant des conditions comparables aux nôtres sont pertinentes à notre territoire. Pour l'exploitation des forêts résineuses, on peut se référer à des observations en Ontario (Schindler *et al.*, 1980; Nicolson *et al.*, 1982) et sur certains sites de la Nouvelle-Angleterre (Martin *et al.*, 1984; Martin *et al.*, 1985). Les observations dans les peuplements feuillus de la Nouvelle-Angleterre (Likens et Bormann, 1975; Martin et Pierce, 1980; Martin *et al.*, 1984; Martin *et al.*, 1985; Fuller *et al.*, 1987) et même du nord du Michigan (Crow *et al.*, 1991), s'appliquent vraisemblablement aux forêts feuillues du sud du Québec. Quant au bassin de Nashwaak au Nouveau-Brunswick (Krause, 1982a et 1982b), on y retrouve des conditions analogues à celles prévalant dans les forêts mixtes du Québec.

Après une coupe totale, il faut s'attendre dans tous ces milieux, à une majoration des teneurs en N surtout, mais aussi en Ca, K et P dans les cours d'eau. Les concentrations n'atteignent généralement pas des niveaux préoccupants, mais ces augmentations pourraient hausser la productivité de cours d'eau peu fertiles (Lynch *et al.*, 1977), et peut-être ainsi perturber la composition des communautés. Elles seraient cependant plus accentuées dans les forêts feuillues. Les nitrates peuvent atteindre des concentrations potentiellement nocives pour certains poissons et même y excéder temporairement les normes pour l'eau de consommation. Si, pour quelque motif que ce soit, la repousse était inhibée pendant un an ou plus, l'impact pourrait être plus marqué, voire dramatique (Likens et Bormann, 1975).

Quant à la fertilisation, nous disposons d'observations pour onze sites d'érablières (Dubé *et al.*, 1991) et un seul site boréal (Gonzalez et Plamondon, 1978). Dans les érablières fertilisées, les concentrations de phosphore dépassent à quelques reprises la valeur du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique. Dans la forêt résineuse, les concentrations en azote ammoniacal dépassent quelquefois les critères de qualité pour la vie aquatique et l'eau de consommation. Des observations, dans la forêt mixte du Nouveau-Brunswick, confirment certains dépassements des normes de consommation pour les nitrates (Krause, 1982a). Les excès sont cependant demeurés minimes et brefs.

2.4.4 Prévention et contrôle

Une repousse rapide et vigoureuse assure le recyclage *in situ* des nutriments et c'est sans doute la meilleure garantie contre les pertes excessives après coupe (Aubertin et Patric, 1974; Crow *et al.*, 1991). Par ailleurs, on constate que les pertes dans les cours d'eau sont sensiblement limitées lorsqu'on pratique des coupes partielles (par bandes ou par trouées) ou qu'on garde des lisières riveraines (Aubertin et Patric, 1974; Martin et Pierce, 1980; Martin *et al.*, 1984; Martin *et al.*, 1985). Au New Hampshire, la hausse des teneurs en nutriments dans les cours d'eau est minimale là où on a pratiqué des coupes par bandes progressives en conservant les lisières (Martin et Pierce, 1980). L'efficacité des lisières riveraines boisées pour intercepter les nutriments transportés par les eaux superficielles et souterraines a été démontrée non seulement en milieu forestier (Aubertin et Patric, 1974; Martin *et al.*, 1985) mais également en région agricole (Lowrance *et al.*, 1983; Peterjohn et Correll, 1984; Fail *et al.*, 1987). Entry *et al.* (1987) ont souligné l'importance de la couche organique pour contrôler le flux de nutriments dans une forêt de pin du Montana. Celle-ci joue un rôle de capteur ionique. Les auteurs recommandent de laisser le plus possible de matière et de débris organiques sur place lors de la coupe.

Pour les fertilisants, Brown (1983) considère que l'impact principal provient de l'épandage direct sur les surfaces d'eau et pourrait être évité en contournant soigneusement les lacs et cours d'eau et en laissant une zone tampon si nécessaire. Il recommande de sélectionner soigneusement la méthode, l'équipement et les conditions d'épandage et de suspendre les opérations en cas de conditions environnementales défavorables.

2.5 SUBSTANCES TOXIQUES

2.5.1 Intérêt

Les pesticides représentent les principales substances toxiques utilisées en forêt. On se sert de phytocides pour la répression de la végétation feuillue nuisible à la croissance des résineux et le dégagement des bordures de chemins. On utilise également des insecticides pour le contrôle des populations d'insectes. En moyenne, au Canada, on n'épand pas de phytocides sur les forêts plus qu'une fois par 40 ans, mais on peut en appliquer plus souvent le long des routes (Hetherington, 1987b). Quant aux insecticides, on les utilise à tout moment du cycle forestier, généralement de trois à huit fois par rotation (Plamondon, 1993).

Les quantités de pesticides employées en forêt sont bien inférieures à celles mobilisées par l'agriculture et l'aménagement paysager. Au Québec, ils ne compteraient que pour 4 % de la consommation totale en pesticides (Commission sur la protection des forêts, 1991). Leur usage en forêt constitue néanmoins une source de préoccupations quant aux répercussions potentielles sur des espèces non visées et sur l'ensemble de la chaîne alimentaire (Commission sur la protection des forêts, 1991).

L'introduction de pesticides dans le milieu aquatique se situe au coeur de ces préoccupations. Par leur présence, ces substances sont susceptibles, selon leur concentration, de diminuer la

qualité de l'eau de consommation et de provoquer des effets de toxicité aiguë ou chronique sur la flore et la faune aquatique. Un pesticide bioaccumulable peut, même sous de faibles teneurs dans l'eau, atteindre par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire, des niveaux nocifs dans certains tissus animaux. De plus, une destruction de la végétation riveraine par des phytocides pourrait avoir des répercussions indirectes, semblables à celles d'une coupe sans lisières de protection (baisse de résistance à l'érosion, perte d'ombrage, réduction de l'oxygène dissous et prolongation de la période d'enrichissement en nutriments).

2.5.2 Impact

Tout comme les fertilisants, les pesticides atteignent le milieu aquatique essentiellement de deux façons : par apports directs à la surface de l'eau lors des épandages et ultérieurement, par lessivage de la végétation et des sols. Leur cheminement dans l'environnement forestier est discuté en détail dans Brown (1983). Chaque pesticide possède ses propres caractéristiques (toxicité, dégradation, comportement dans l'environnement, potentiel de bioaccumulation...) et doit être évalué individuellement (Hetherington, 1987b). Dans le passé, des études de toxicité environnementale ont mené au bannissement aux États-Unis et au Canada de certains pesticides déjà largement utilisés comme le *DDT* et le *phosphamidon* (Hetherington, 1987b).

La plupart des phytocides se décomposeraient rapidement et ne s'accumuleraient pas dans l'environnement (Toews et Brownlee, 1981). Leur concentration maximale dans les cours d'eau suivant l'épandage serait basse et éphémère. Elle descendrait à des valeurs négligeables en quelques heures et ne serait plus mesurable après quelques jours, bien que certaines substances puissent demeurer stockées dans le couvert végétal et le sol durant quelques mois (Hetherington, 1987b). Les phytocides les plus couramment utilisés au Canada en 1987 étaient les *phénoxyles* et le *glyphosate* (Hetherington, 1987b). Aucun impact négatif sur les cours d'eau ou sur le poisson n'aurait été rapporté jusqu'alors (Hetherington, 1987b).

Les insecticides ont été largement utilisés dans l'est canadien dans le cadre des campagnes de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, soit depuis les années 1950. Les plus employés ont été le *fenitrothion*, l'*aminocarb* et la bactérie *Bacillus thuringiensis (Bt)*. Les concentrations de *fenitrothion* et d'*aminocarb* mesurées dans les cours d'eau après les épandages sont demeurées bien inférieures aux seuils de toxicité pour le poisson (Morin *et al.*, 1986). Ces substances disparaîtraient rapidement des cours d'eau et seraient entièrement éliminées de l'environnement en quelques jours ou quelques semaines (Hetherington, 1987b). Selon Hetherington (1987b), la manutention des insecticides et de leurs contenants présenterait davantage de risques que l'épandage lui-même. Des perturbations de colonies benthiques, après l'épandage de *fenitrothion*, ont été néanmoins signalées dans les Maritimes (Ernst *et al.*, 1981). Le *Bt*, un pathogène propre aux larves de lépidoptères, peut résider jusqu'à une centaine de jours dans l'eau, mais il demeurerait inactif s'il n'est pas ingéré par une chenille et aucun impact négatif n'aurait été observé sur le terrain (Hetherington, 1987b).

Par contre, Kingsbury et Kreutzweiser (1985) rapportent qu'un autre insecticide, le *permethrin*, éprouvé entre 1976 et 1980 dans l'est canadien à des doses variant entre 9 g/ha et 140 g/ha, a eu systématiquement des effets nocifs sur les invertébrés aquatiques. Il a provoqué des dérives d'insectes des centaines à des milliers de fois plus élevées qu'avant les traitements tout en

causant des réductions sensibles des populations benthiques. Ces impacts étaient observables jusqu'à 8 km en aval des terrains traités. Selon la concentration appliquée, le temps de récupération (parfois fragmentaire) observé allait de quelques semaines à plus d'un an. Des impacts négatifs substantiels ont aussi été mesurés sur le zooplancton et les insectes lacustres. Les populations de poissons n'avaient pas été perturbées directement, mais l'impact de la réduction de leurs ressources alimentaires n'a pas été évalué.

L'innocuité apparente des pesticides forestiers les plus utilisés dans l'est canadien a été cependant nuancée par le Service de protection de l'environnement d'Environnement Canada (Ernst *et al.*, 1981). L'impact environnemental de plusieurs métabolites et sous-produits de dégradation des pesticides demeure méconnu. Il en est de même pour les additifs utilisés dans les différentes préparations épandues. Les tests de toxicité en laboratoire ainsi que la détection sur le terrain sont généralement restreints à l'ingrédient actif principal. Pourtant, certains additifs et sous-produits peuvent se retrouver dans l'environnement en concentration supérieure à celle de la substance active principale. Il arrive même que des substances auxiliaires ou secondaires soient plus toxiques que le pesticide lui-même. C'est le cas notamment du *nonylphénol*, un solvant utilisé dans la préparation *Matacil* de l'*aminocarb*. De plus, la disponibilité et la sensibilité de méthodes analytiques adaptées à ces substances ne sont pas aussi bonnes que pour les principaux ingrédients actifs.

Les auteurs (Ernst *et al.*, 1981) soulignent l'attention moindre portée à l'impact des pesticides sur les invertébrés aquatiques que sur le poisson. On a fréquemment détecté des résidus de *trichlorfon* dépassant la concentration létale pour certaines espèces courantes (Ernst *et al.*, 1981). Ils signalent également la forte variabilité spatiale des doses de pesticides appliquées par épandage aérien. L'empiétement de certains couloirs de pulvérisation adjacents et la dérive éolienne¹ peuvent entraîner des concentrations localement bien supérieures à la moyenne ainsi que la présence de pesticides sur des surfaces non ciblées. Des concentrations ponctuelles excessives échappent plus facilement aux programmes de surveillance.

2.5.3 Au Québec

L'usage des pesticides en foresterie au Québec a fait l'objet de plusieurs controverses. Il a été débattu lors des audiences publiques sur la Stratégie de protection des forêts en 1991, alors que l'emploi des insecticides pour la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette avait été analysé en profondeur par deux autres commissions du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) en 1983 et 1984 (Commission sur la protection des forêts, 1991). Ces deux dernières commissions avaient conclu que les programmes de pulvérisation d'insecticides chimiques proposés étaient d'efficacité douteuse, de rentabilité incertaine et représentaient des risques probables pour l'environnement biophysique et la santé (Commission sur la protection des forêts, 1991). Par la suite, les arrosages chimiques ont été graduellement réduits entre 1983 et 1986, puis bannis à partir de 1987. Depuis, le *Bacillus thuringiensis* est le seul insecticide

¹Des dérives de 10 à 50 km au-delà de la cible ont déjà été observées

autorisé en forêt. Ce bannissement a été remis en question par le ministère des Forêts lors des audiences publiques sur la Stratégie de protection des forêts en 1991.

En 1983, le BAPE avait examiné l'épandage des phytocides 2,4-D et 2,4,5-T dont l'usage a été abandonné depuis. Présentement les principaux phytocides en usage sont le *glyphosate*, l'*hexazinone* et la *simazine*. L'emploi de phytocides a été à nouveau débattu en 1991 par la Commission sur la protection des forêts.

Le rapport de la Commission sur la protection des forêts (1991) appuyait fermement l'objectif d'élimination des pesticides en milieu forestier énoncé dans la Stratégie de protection des forêts. Il recommandait le bannissement des phytocides chimiques dans un délai de cinq ans. Il invoquait, entre autres, la vulnérabilité particulière de l'eau, du sol, des micro-organismes et de la faune face aux phytocides. Il recommandait aussi le maintien intégral et permanent du bannissement des insecticides chimiques ainsi qu'un usage minimal des insecticides biologiques s'appuyant sur des seuils de détection affinés et des critères d'intervention plus précis.

Donc, présentement, les phytocides demeurent les seules substances toxiques utilisées au Québec en foresterie. Si les recommandations de la Commission sur la protection des forêts (1991) sont appliquées, leur abandon éliminerait ce paramètre de la liste des sources potentielles d'impact sur la qualité de l'eau.

2.5.4 Prévention et contrôle

Les modes de prévention des impacts de substances toxiques s'orientent soit vers l'abstention, soit vers la mitigation. L'abstention peut impliquer une tolérance plus élevée à la présence d'insectes ou de plantes compétitrices. Elle suppose aussi un recours à des méthodes alternatives de contrôle : sélection d'essences ou de variétés moins sensibles aux insectes ou à la compétition, contrôle biologique ou mécanique (Singer et Maloney, 1977; Commission sur la protection des forêts, 1991).

La mitigation consiste à minimiser aussi bien la quantité de pesticides épandue que la fraction atteignant le milieu aquatique. On peut réduire la consommation de pesticides de plusieurs façons (Singer et Maloney, 1977; Brown, 1983; Commission sur la protection des forêts, 1991) :

- par des seuils de détection et d'intervention plus fins visant à réagir plus tôt à un début d'épidémie et à réduire les interventions excessives;
- en optimisant la précision et la performance des arrosages par un choix et une gestion plus serrés du personnel, de l'équipement, des solvants et additifs;
- en n'effectuant des arrosages que dans des conditions météorologiques optimales et en choisissant les heures de la journée en fonction du métabolisme des insectes ou plantes ciblés.

La quantité de pesticides parvenant à l'eau est sensiblement moindre si les arrosages contournent les lacs et cours d'eau en laissant des zones tampons non arrosées. Au Nouveau-Brunswick, lors d'arrosages aériens, un règlement oblige le maintien de zones tampons larges de 400 m autour

des plans d'eau de 0,4 km² ou plus (Ernst *et al.*, 1981). Selon Ernst *et al.* (1981), la largeur de 400 m serait le minimum acceptable, compte tenu des problèmes de dérive et des limites de manoeuvrabilité des vols à basse altitude. Cette méthode de protection est toutefois inadéquate pour les petits cours d'eau qui sont difficiles à détecter et à contourner pour un avion.

La présence d'une lisière boisée le long des petits cours d'eau pourrait parfois contribuer à réduire sensiblement la quantité de pesticides parvenant jusqu'à l'eau. Dans une forêt de sapin baumier et d'épinette rouge du nord du Maine, Smith et McCormack (1988) ont mesuré des pertes dans le cours d'eau quatre fois moindres pour le phytocide *tricopyr* (1,9 kg/ha) avec des lisières boisées de 25 m à 50 m de largeur. Sans lisières, ils ont observé une première pointe de 56 µg/L durant l'arrosage et une pointe ultérieure de 48 µg/L. Avec la lisière, on n'a rien détecté durant l'arrosage et seulement un maximum de 11 µg/L lors d'une averse ultérieure.

CHAPITRE 3 VIE AQUATIQUE

3.1 PRODUCTION PRIMAIRE

3.1.1 Intérêt

La production primaire est à la source de la chaîne trophique en milieu aquatique. À partir des nutriments disponibles dans l'eau, par photosynthèse, les diatomées, algues vertes et plantes aquatiques assurent la production de matière organique pouvant servir de fourrage aux consommateurs primaires. La productivité primaire des petits cours d'eau des milieux boisés est généralement considérée plus faible à cause des contraintes inhérentes d'éclairement (Gregory *et al.*, 1991). Elle est toutefois complétée par les apports allochtones de matière organique (chute de feuilles, de fragments de branches, d'écorce, etc.) représentant à la fois une source alternative d'alimentation pour les invertébrés aquatiques et un apport supplémentaire en nutriments.

Une faible production primaire limite la biomasse et la productivité d'un écosystème aquatique. Son augmentation peut être bénéfique aux autres niveaux trophiques. Par contre, une production excessive s'accompagnant de la prolifération d'algues deviendrait nocive pour le milieu et pourrait même être nuisible au poisson si elle était importante et permanente (Grégoire *et al.*, 1983).

3.1.2 Impact

Parmi les paramètres physiques du milieu aquatique potentiellement perturbés par l'exploitation forestière, plusieurs influent directement sur la production primaire. Ce sont surtout l'éclairement, la température de l'eau, la disponibilité de nutriments, la nature du substrat et le transport sédimentaire.

Pour de faibles luminosités, la production primaire s'accroît linéairement avec l'éclairement. Elle atteint cependant un maximum pour environ 20 % de l'éclairement potentiel (Gregory *et al.*, 1987). En Oregon, on a observé que dans une forêt mature, l'éclairement à la surface de l'eau dépasse rarement les 5 %, alors qu'il se situe entre 5 % et 15 % dans une forêt de repousse et entre 30 % et 100 %, dans une coupe récente (Gregory *et al.*, 1987). C'est donc dans les cours d'eau initialement les plus ombragés (les plus étroits) que la récolte des arbres riverains est susceptible de hausser la production primaire.

En théorie, le réchauffement accompagnant les gains d'éclairement d'un cours d'eau contribue aussi à l'augmentation de la production primaire. En laboratoire, une hausse de 10 °C entraîne un gain de 30 %. En pratique cependant, le réchauffement de l'eau amplifiant également la consommation par le benthos aurait même tendance à provoquer une réduction nette de la biomasse végétale (Gregory *et al.*, 1987). Les hausses de température accélèrent cependant

l'activité microbienne et par conséquent les taux de décomposition des débris organiques allochtones.

À de faibles intensités lumineuses, comme celles rencontrées en sous-bois, la disponibilité en nutriments aurait peu d'effet sur la production primaire. L'éclairement y serait le principal facteur limitant pour la photosynthèse (Gregory *et al.*, 1987). Toutefois, lorsque l'éclairement à la surface de l'eau est de l'ordre de 20 % ou plus, ce sont souvent les carences en nutriments qui restreignent la photosynthèse. À partir de l'étude de plus de 75 cours d'eau de l'État de Washington, Thut et Haydu (1971) ont constaté qu'en terrain volcanique, la productivité primaire est généralement limitée par la disponibilité de l'azote. Par contre, en terrains de géologie granitique ou glaciaire (c'est le cas pour la grande majorité des forêts au Québec et au Canada), elle est plutôt limitée par le phosphore. Ainsi, l'enrichissement en nitrates, le réchauffement de l'eau et des gains d'éclairement générés par une coupe sans lisières riveraines auraient peu d'effet sur la production primaire s'il y a carence en phosphore. Le phosphore est un ion faiblement soluble dont les concentrations augmentent peu après coupe (Grégoire *et al.*, 1983) et c'est souvent un ion limitant la productivité piscicole des ruisseaux du Bouclier canadien (Plamondon, 1993).

Dans un cours d'eau, les producteurs primaires requièrent un substrat stable pour se fixer. En principe, la productivité primaire peut être réduite si le substrat du lit d'un cours d'eau est déstabilisé par l'érosion, s'il est colmaté ou enseveli par des sédiments ou s'il subit un récurage par saltation (Iwamoto *et al.*, 1978; Culp, 1987; Gregory *et al.*, 1987; Stockner et Shortreed, 1987). De même, la turbidité associée aux sédiments en suspension en réduisant la pénétration de la lumière, entraverait la production primaire.

Alors que certains impacts de la coupe (gains d'éclairement, réchauffement et enrichissement en nutriments) tendent à accroître la production primaire, d'autres (intensification de l'érosion, de la sédimentation ou du transport sédimentaire) produiraient l'effet opposé. Sur le terrain, on observe plus souvent une stimulation de la production primaire dans les petits cours d'eau après la récolte de la végétation riveraine (Grégoire *et al.*, 1983; Gregory *et al.*, 1987). C'est le cas notamment en Oregon (Murphy *et al.*, 1981) et en Nouvelle-Angleterre (Martin *et al.*, 1985; Noel *et al.*, 1986). Dans certains cas, cette augmentation s'est accompagnée d'une prolifération d'algues (Hansmann et Phinney, 1973; Likens et Bormann, 1975). Il s'agit toutefois de cas rares associés à un enrichissement exceptionnel en nutriments ou à un rejet massif de déchets de coupe dans le cours d'eau.

Par contre à Carnation Creek (île de Vancouver), malgré de nets gains en éclairement et un enrichissement substantiel en nutriments, on n'a observé aucune hausse significative de la production primaire après coupe (Stockner et Shortreed, 1987). Cette stabilité a été attribuée à une carence en phosphore dont la concentration n'avait pas été modifiée par la coupe. Au ruisseau des Eaux-Volées (Forêt Montmorency), on rapporte que l'abondance de sédiments en suspension durant les crues estivales aurait perturbé la production primaire (Plamondon, 1988).

Un accroissement de la production primaire ne s'exprime pas nécessairement par une augmentation de la biomasse de producteurs primaires (Gregory *et al.*, 1987). Une faible biomasse d'algues avec un fort taux de renouvellement peut supporter une population plus

abondante d'invertébrés aquatiques (Grégoire *et al.*, 1983). Ainsi, les études basées sur les seules mesures d'abondance d'algues peuvent sous-estimer les hausses de production s'accompagnant d'une consommation accrue.

3.1.3 Au Québec

Il n'y a qu'au ruisseau des Eaux-Volées qu'on a mesuré l'impact de la coupe sur la production primaire au Québec. Les résultats obtenus en Nouvelle-Angleterre autant sur des sites de feuillus que de résineux (Martin *et al.*, 1985; Noel *et al.*, 1986) suggèrent que la possibilité de gains de production primaire existe au Québec. Cette possibilité serait néanmoins réduite. D'une part, dans plusieurs cours d'eau et en particulier sur le Bouclier canadien, les faibles teneurs en phosphore représentent un sérieux facteur limitant. D'autre part, tant qu'on maintient des lisières boisées lors des coupes, l'éclairement restera le facteur limitant principal dans les petits cours d'eau. Par contre, dans des cours d'eau plus larges (moins ombragés), lorsque le phosphore est suffisamment abondant, l'enrichissement en nutriments résultant de la coupe pourrait stimuler la production primaire. Quant au risque de prolifération d'algues, il semble minime à moins de circonstances exceptionnelles permettant des teneurs en nutriments aussi considérables que celles observées à Hubbard Brook (c'est-à-dire jusqu'à 82 mg/L de NO₃) (Likens et Bormann, 1975).

3.1.4 Prévention et contrôle

Puisqu'une augmentation excessive de la production primaire paraît peu vraisemblable, il n'apparaît pas utile de s'en prémunir. Déjà, le maintien de lisières boisées le long des cours d'eau devrait assurer le maintien des contraintes d'éclairement et favoriser le *statu quo*.

Par contre les observations au ruisseau des Eaux-Volées laissent croire qu'une réduction est possible s'il y a production excessive de sédiments en suspension. Cette possibilité est toutefois insuffisamment documentée. En principe, les mesures visant à minimiser la production de sédiments lors des opérations forestières devraient suffire à prévenir ce risque.

3.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

3.2.1 Intérêt

Les invertébrés aquatiques, particulièrement les macro-invertébrés et le benthos, représentent un maillon essentiel de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques. Ils contribuent aux transferts d'énergie des producteurs primaires vers les prédateurs vertébrés. D'une part, leur abondance peut devenir un facteur limitant pour la production piscicole (Grégoire *et al.*, 1983). D'autre part, une modification des structures taxonomiques des communautés d'invertébrés pourrait aussi agir sur celles des communautés piscicoles en fonction de leur comportement alimentaire (Gregory *et al.*, 1987).

3.2.2 Impact

L'exploitation forestière peut modifier la population des invertébrés aquatiques sur deux plans : l'abondance et la structure taxonomique de la communauté. Les observations indiquent qu'après coupe, la densité et la biomasse des invertébrés peuvent aussi bien diminuer (Lee et Samuel, 1977; Culp, 1987; Plamondon, 1988) qu'augmenter (Newbold *et al.*, 1980; Murphy *et al.*, 1981; Martin *et al.*, 1985; Noel *et al.*, 1986). Les diminutions rapportées sont généralement associées aux sédiments (perte d'habitats par érosion, ensevelissement ou abrasion) (Culp, 1987; Gregory *et al.*, 1987) alors que les augmentations sont plutôt attribuées à des hausses de production primaire (Gregory *et al.*, 1987).

Murphy et Hall (1981) ainsi que Gregory *et al.* (1987) remarquent que les tronçons de cours d'eau à faible gradient de pente sont plus sensibles au transport de sédiments que ceux de plus fort gradient où les substrats sont souvent plus grossiers. La sédimentation entraîne généralement une réduction de faune benthique. Le sable, en plus de pouvoir combler des dépressions profondes ou colmater les interstices des lits graveleux ou caillouteux, représente également un substrat instable. Les lits sableux offrent peu d'habitats propices au benthos, à part les débris organiques de grande taille (troncs d'arbres) qui s'y trouvent (Gregory *et al.*, 1991). Le passage d'un substrat rocaillieux à un substrat sableux s'accompagne normalement d'une chute des densités benthiques (Grégoire *et al.*, 1983). De plus, lorsqu'il se déplace en saltation, le sable possède une capacité de rcurage des communautés benthiques (Culp, 1987).

Pour les invertébrés aquatiques, la coupe de la végétation riveraine entraîne des changements dans les ressources alimentaires tant autochtones qu'allochtones. Elle est susceptible de hausser la productivité primaire, de réduire les apports en débris organiques fins (feuilles, brindilles, écorce) et parfois d'apporter de grandes quantités de débris organiques plus grossiers et ligneux (déchets de coupe). Culp (1987) a démontré expérimentalement que la faune invertébrée est sensible à la quantité mais aussi à la nature des apports en débris organiques. Ces changements peuvent modifier profondément l'abondance et le profil biologique des communautés d'invertébrés, favorisant certaines espèces au dépend d'autres. Ainsi, l'accroissement de la biomasse benthique avec la production primaire correspond habituellement à une expansion d'espèces herbivores et de leurs prédateurs. Elle s'accompagne souvent d'une réduction de la diversité (Newbold *et al.*, 1980; Gregory *et al.*, 1987), particulièrement au sein des détritivores dont la biomasse est susceptible de chuter avec la réduction des apports en débris organiques non ligneux (Culp, 1987). De même lorsqu'il y a recolonisation de tronçons dépeuplés ou appauvris lors de la coupe, le profil taxonomique est modifié au profit d'un nombre restreint d'espèces opportunistes plus mobiles, plus prolifiques ou mieux adaptées.

La réponse des communautés invertébrées est complexe et varie spatialement, dans le temps et en fonction de l'espèce (Gregory *et al.*, 1987). Elle dépend surtout de l'intensité respective des impacts sur la production primaire et le transport sédimentaire, mais aussi de la quantité et de la qualité des apports organiques. La réponse s'observe rapidement, habituellement au cours de la même saison pour les changements de production primaire et en quelques heures seulement pour les apports sédimentaires (Culp, 1987). Bien que les effets à long terme soient peu documentés, on sait qu'ils peuvent s'étendre sur plusieurs années (Murphy *et al.*, 1981; Gregory *et al.*, 1987).

3.2.3 Au Québec

L'impact des activités forestières sur les communautés d'invertébrés aquatiques n'a été étudié en territoire québécois qu'au bassin des Eaux-Volées (Plamondon, 1988). Après une coupe partielle (31 %) par trouées, on rapporte que des concentrations accrues de sédiments en suspension durant les averses pourraient avoir eu des effets sur l'abondance relative d'insectes et amplifié la dérive d'invertébrés benthiques.

En Nouvelle-Angleterre, on a observé de fortes hausses des densités de macro-invertébrés après coupe, autant sur des sites de feuillus que de résineux (Martin *et al.*, 1985; Noel *et al.*, 1986). Elles coïncidaient avec des températures supérieures et une abondance d'algues.

Au Québec, le maintien de lisières boisées comme le prescrivent présentement les normes d'intervention en forêt publique, devrait prévenir les hausses de température et la prolifération d'algues. Il devrait aussi maintenir les apports en débris organiques fins et limiter, au moins partiellement, la mobilité sédimentaire. Dans ces conditions, une croissance de la production d'invertébrés après coupe paraît peu vraisemblable. Elle ne serait possible qu'en cas de disparition des lisières riveraines, et seulement là où le phosphore n'est pas un facteur limitant. Quant à un appauvrissement éventuel des communautés, il ne serait pas à craindre si l'on contrôle adéquatement les impacts sédimentaires des activités forestières (voir section 2.1.6).

3.2.4 Prévention et contrôle

La plupart des perturbations dans les communautés d'invertébrés aquatiques sont directement associées à la disparition de la végétation riveraine. La présence de lisières boisées suffisamment larges pour conserver l'ombrage et les apports en débris organiques fins, pour éviter l'introduction de déchets de coupe et contrôler la mobilité sédimentaire, prévient du fait même ces changements (Newbold *et al.*, 1980; Noel *et al.*, 1986; Culp, 1987). C'est sans doute le moyen de contrôle le plus efficace pour maintenir le cours d'eau le plus près possible de son état naturel (Newbold *et al.*, 1980). Newbold *et al.* (1980) mentionnent qu'on pourrait aussi envisager une hausse volontaire de la production d'invertébrés comme outil de gestion des ressources piscicoles. Ils signalent cependant qu'un tel choix exige que le gestionnaire assume pleinement les inconvénients qui y sont associés et le risque, à moyen et à long terme, d'effets secondaires sur le milieu aquatique et sa biodiversité.

3.3 COMMUNAUTÉS D'AMPHIBIENS

3.3.1 Intérêt

Les amphibiens constituent un élément important des milieux aquatiques et riverains, surtout à la tête des bassins. N'ayant guère de valeur commerciale en comparaison des poissons et particulièrement des salmonidés, ils n'ont reçu que très peu d'attention (Bury et Corn, 1988). Ils ne jouent pas non plus un rôle majeur dans l'alimentation des salmonidés et sont souvent plus abondants dans de petits cours d'eau peu fréquentés par ceux-ci. Et puisqu'ils occupent

l'interface entre les habitats terrestres et aquatiques, on a souvent tendance à les oublier de part et d'autre (Bury et Corn, 1988).

L'information disponible nous révèle pourtant l'importance de la niche qu'occupent les amphibiens dans les écosystèmes forestiers. À l'état larvaire, ils remplissent un rôle important dans l'écologie des étangs et des milieux riverains. Les larves de certaines espèces de grenouilles sont les principaux consommateurs des diatomées croissant sur les surfaces rocheuses. Quant aux adultes, ils peuvent être les vertébrés dominants dans de petits cours d'eau (Bury et Corn, 1988) et représenter une fraction majeure des vertébrés forestiers. Dans la forêt de Hubbard Brook au New Hampshire, la biomasse des salamandres terrestres et aquatiques équivaut à celle des petits mammifères et au double de celle des oiseaux nicheurs (Burton et Likens, 1975). Sur deux sites en Oregon, on a rapporté des densités de 13 à 41 individus au m² pour la salamandre olympique (Bury et Corn, 1988). Dans des cours d'eau de bassins de 4 km² à 8 km² des monts Cascade (Oregon), elles forment toujours entre la moitié et les trois quarts de la biomasse de vertébrés aquatiques.

Les amphibiens ont aussi une fonction de transfert d'énergie à travers l'interface aquatique-terrestre et par endroit, peuvent jouer un rôle significatif dans les bilans énergétiques et les chaînes trophiques (Bury et Corn, 1988). Dans les monts Cascade en Oregon, la salamandre du Pacifique remplace les salmonidés comme principal prédateur dans les cours d'eau d'ordre 1 (Murphy et Hall; 1981). Sur certains sites, elle représente même jusqu'à 99 % de la biomasse de prédateurs. De plus, toutes les espèces, même rares ou à faible densité, contribuent à la biodiversité des écosystèmes.

Presque tous les amphibiens dépendent du milieu aquatique à un moment ou à un autre de leur cycle vital. Certains, comme le triton vert, la grenouille verte ou le ouaouaron, ne s'en éloignent jamais alors que d'autres comme la salamandre maculée, la rainette crucifère ou la grenouille des bois, après y avoir passé leur stade larvaire, n'y retournent que pour la reproduction. Toutes ces espèces sont susceptibles d'être perturbées par des désordres du milieu aquatique. Elles y sont d'autant plus exposées qu'elles abondent davantage dans les cours d'eau d'ordre 1 et 2. Ce sont les cours d'eau les plus sensibles puisque leurs bassins sont ceux où les activités forestières peuvent couvrir les plus vastes superficies relatives.

3.3.2 Impact

La synthèse préparée par Bury et Corn (1988) illustre bien la complexité des impacts de l'exploitation forestière sur les populations de batraciens en ruisseau. Ceux-ci varient en fonction de l'espèce, du stade de croissance des individus, de la pente du ruisseau et du temps écoulé depuis la coupe. Ce serait surtout le réchauffement de l'eau, la prolifération d'algues vertes, l'abondance d'invertébrés et l'accumulation de sédiments dans les habitats qui risquent de bouleverser directement les amphibiens. Aux États-Unis, l'usage de pesticides (agricoles et sylvicoles) fait partie de la liste des menaces à la conservation de certaines espèces d'amphibiens (Leclair, 1985). Cet aspect est encore peu documenté et au Québec, on ignore tout de la sensibilité des espèces présentes aux pesticides sylvicoles en usage.

Chez certaines espèces, en particulier aux stades embryonnaire et larvaire, la plage de tolérance thermique est bien inférieure à celle des salmonidés d'eau douce. De plus, disposant d'une mobilité restreinte, en cas de stress leur capacité à migrer vers des eaux plus fraîches est limitée.

L'augmentation de production primaire, lorsqu'elle s'accompagne d'une prolifération d'algues vertes, peut réduire l'accessibilité aux colonies de diatomées que consomment les larves de plusieurs espèces de grenouilles. Par contre, une expansion des populations d'invertébrés tend à favoriser certaines espèces de salamandres.

La survie des larves de salamandres exige la présence de crevasses ou de larges interstices dans le substrat. Un transport sédimentaire accru est susceptible d'éliminer ces microhabitats par colmatage. La perturbation est moins prononcée dans les habitats de cours d'eau à forte pente où les sédiments s'accumulent moins facilement ou peuvent être plus facilement expulsés ultérieurement.

En Oregon, immédiatement après la coupe, la population de salamandre du Pacifique s'accroît dans les ruisseaux à pente forte ($> 9\%$) alors qu'elle décline dans ceux à plus faible pente (Murphy et Hall, 1981). Cette espèce tire profit d'une abondance accrue de proies invertébrées là où la sédimentation trouble peu les habitats, mais elle décline ailleurs. Les autres salamandres présentes dans la région réagissent vraisemblablement de la même manière face aux apports sédimentaires accrus (Bury et Corn, 1988). Les populations d'espèces moins tolérantes au réchauffement, comme la salamandre olympique, diminueraient substantiellement ou disparaîtraient de tous les tronçons de ruisseaux traversant des coupes à blanc (Bury et Corn, 1988).

Les impacts attribuables directement à l'ouverture du couvert végétal (hausse de température et de productions primaire et secondaire) s'atténuent progressivement avec la repousse de la végétation riveraine, généralement en deçà de 10 ou 15 ans. À long terme ($> 10-15$ ans), les impacts sédimentaires sont les seuls qui peuvent durer. En Oregon, Bury et Corn (1988) ont comparé les populations d'amphibiens de ruisseaux dans des repousses (14 à 40 ans) avec celles de forêts matures (60 à 500 ans). Dans les forêts matures, les communautés inventoriées étaient systématiquement plus diversifiées alors que chacune des quatre espèces présentes était plus abondante. Parallèlement, les substrats étaient plus grossiers dans les forêts matures, l'abondance de sable dans les ruisseaux des forêts jeunes étant considérée comme un héritage de l'exploitation forestière.

En forêt exploitée, les densités de salamandres étaient sensibles au gradient du ruisseau alors qu'en forêt mature, elles semblaient indépendantes. Dans les aires coupées, une espèce de salamandre (salamandre olympique) demeurait absente de tous les ruisseaux à faible gradient ($\leq 10\%$), mais avait partiellement repeuplé certaines zones à fort gradient. Quant aux populations de salamandre du Pacifique, elles revenaient à la normale dans les secteurs ayant connu des augmentations, mais restaient appauvries dans les ruisseaux à faible gradient. Bury et Corn (1988) ont aussi observé que pour certaines espèces, la recolonisation d'habitats dépeuplés était facilitée lorsque des aires non exploitées persistaient en amont. Par contre, pour les salamandres, les habitats intensément perturbés par la sédimentation (tronçons à faible gradient) restent appauvris pendant plusieurs décennies au moins.

3.3.3 Au Québec

Aucune étude ne fait état de l'impact des opérations forestières sur les populations d'amphibiens au Québec. Par ailleurs, un atlas des amphibiens et des reptiles du Québec a été produit par Bidu et Matte en 1994. Sur notre territoire, on a recensé 21 espèces d'amphibiens, soit 11 d'anoures (grenouilles, crapauds et rainettes) et 10 d'urodèles (salamandres et tritons). De ces espèces, une seule (la salamandre rayée) n'est pas dépendante du milieu aquatique. Six espèces font partie de la liste des espèces vertébrées considérées menacées ou vulnérables (Beaulieu et Huot, 1992). Parmi celles-ci, la salamandre sombre du Nord, la salamandre sombre des montagnes, la salamandre pourpre et la grenouille des marais sont particulièrement associées aux ruisseaux forestiers et seraient sensibles à d'éventuels bouleversements de leur habitat lors d'opérations forestières (Beaulieu et Huot, 1992). On les retrouve dans le sud du Québec, surtout dans les Appalaches et les Basses-Laurentides. Toutes ces espèces recherchent des eaux fraîches et claires et sont donc vulnérables aux hausses de température et de transport sédimentaire.

Au New Hampshire, dans la forêt feuillue d'Hubbard Brook, Burton et Likens (1973) rapportent la disparition de la salamandre à deux lignes à la suite de la coupe du bassin et l'attribuent au réchauffement. Cependant, il est possible que l'emploi de phytocides y ait aussi joué un rôle (Grégoire *et al.*, 1983).

3.3.4 Prévention et contrôle

Parmi toutes les mesures de conservation des amphibiens proposées aux États-Unis, au Canada ou au Québec, la protection des habitats vient en toute première place (Leclair, 1985). Elle implique « *la protection contre tout dommage des milieux riverains (bords de rivières, bords de lacs, berges de ruisseaux, marécages, mares et tourbières)* » que fréquentent la presque totalité des espèces d'amphibiens (Groupe de Travail sur la Protection des Habitats, 1983; Leclair, 1985). Une grande part de ces milieux aquatiques est située en forêt et peut être perturbée par les opérations forestières.

En forêt, les principaux impacts sur les communautés d'amphibiens pourraient être prévenus en empêchant le réchauffement des cours d'eau et les hausses de transport sédimentaire par les mesures adéquates énoncées aux sections 2.1.6 et 2.2.4 de ce document. Le maintien de lisières boisées riveraines sur tous les lacs et cours d'eau évite le réchauffement et minimise les perturbations sédimentaires tout en protégeant une grande partie des habitats riverains. En l'associant à une conception soigneuse des routes, jetées, fossés et sentiers de débardage et de débusquage, on devrait éliminer une grande part des problèmes sédimentaires. Il faudrait également s'abstenir de drainer ou de remblayer tout terrain humide, qu'il soit ou pas en position riveraine.

3.4 POPULATIONS PISCICOLES

3.4.1 Intérêt

Comme tous les autres organismes aquatiques, le poisson possède une valeur intrinsèque puisqu'il contribue à la biodiversité de l'écosystème. Mais contrairement aux autres espèces, les poissons, et plus particulièrement les salmonidés, sont l'objet d'une très forte valorisation économique. En 1971, les exportations de saumon représentaient 32 millions de dollars pour le sud-est de l'Alaska, soit 18 % de toutes leurs exportations et le tiers de la valeur de leurs exportations de bois (Pella et Myren, 1974). En Oregon, Loomis (1989) évalue que la perte de 84 000 saumons et 24 000 truites sur 30 ans, a entraîné un manque à gagner de 2 millions de dollars en pêche commerciale et récréative après une coupe de 870 km² dans la forêt nationale Siuslaw. Dans la forêt voisine de Gallatin, une réduction du rendement de la pêche récréative de 13 800 truites sur 50 ans équivaut à des pertes de 3,5 millions de dollars ou approximativement 254 \$/truite (Loomis, 1989). On comprend alors qu'en milieu forestier, le sort des populations de poissons a jusqu'à présent monopolisé nettement plus d'attention que celui des invertébrés aquatiques et des amphibiens.

3.4.2 Impact

Se trouvant généralement au sommet de la chaîne trophique, le poisson est potentiellement sensible aux changements pouvant survenir à tous les niveaux de l'écosystème aquatique. Les perturbations physiques, chimiques et biologiques répertoriées dans ce document sont susceptibles de toucher le poisson dans son habitat ou dans son alimentation et ainsi compromettre la santé, la productivité et la diversité des communautés piscicoles. Les atteintes potentielles à l'habitat concernent surtout :

- la qualité de l'eau (température, oxygène dissous, chimie, turbidité...);
- le lit du cours d'eau (morphologie, granulométrie du substrat);
- son accessibilité (obstacles, niveaux d'eau et vitesses de courant).

Quant à l'alimentation, elle peut être modifiée à travers :

- les ressources alimentaires (débris organiques allochtones, production primaire, disponibilité d'invertébrés);
- les conditions de prédation (éclairage, turbidité).

Tout comme celle des amphibiens, la réponse du poisson aux interventions forestières est complexe. L'information la plus détaillée nous provient surtout du nord-ouest des États-Unis (nord de la Californie, Oregon) et de l'Île de Vancouver (Carnation Creek). Elle révèle que l'impact varie largement en fonction de l'espèce, de son stade de croissance, du milieu physique (géologie, physiographie, climat), du temps écoulé et des pratiques forestières. Comme pour les amphibiens, il faut distinguer entre les effets à court et à long terme. Du point de vue du cours d'eau, le long terme commencerait avec le rétablissement de l'ombrage riverain, soit généralement après une dizaine ou une quinzaine d'années.

3.4.2.1 À court terme

À court terme, l'exploitation forestière peut avoir sur le poisson autant d'effets positifs (Burns, 1972; Murphy et Hall, 1981; Murphy *et al.* 1981; Hawkins *et al.* 1983) que négatifs (Burns, 1972; Ringler et Hall, 1975) ou neutres (Krammes et Burns, 1973; Grant *et al.*, 1986). Les effets négatifs ont été attribués surtout au transport sédimentaire, mais également au réchauffement de l'eau et à la baisse des teneurs en oxygène dissous. Les effets bénéfiques sont engendrés par des majorations de productivités primaire et secondaire dues aux gains d'éclairement et au réchauffement. Ils pourraient également résulter d'une hausse des débits d'étiage (Burns, 1972). L'effet global sur une population dépend de l'importance relative des impacts négatifs et positifs. Ainsi, immédiatement après la coupe, la biomasse de salmonidés tend à augmenter lorsque les gains de productivité l'emportent sur la détérioration de l'habitat (Burns, 1972; Hawkins *et al.*, 1983; Grant *et al.*, 1986).

Pour les cours d'eau les moins larges, la perte substantielle d'ombrage résultant de la disparition de la végétation riveraine est en soi plutôt favorable aux poissons. Dans les ruisseaux du nord de la Californie et de l'Oregon, on a observé que les poissons prédateurs et leurs proies invertébrées étaient significativement plus abondants dans les secteurs dépourvus d'ombrage (Hawkins *et al.*, 1983). Dans les monts Cascade en Oregon (région « pauvre » en sédiments), les truites fardées et arc-en-ciel sont trois fois plus nombreuses dans les sections de ruisseaux traversant des coupes à blanc (Murphy *et al.*, 1981).

Par contre, la mobilisation de sédiments qui accompagne souvent les opérations forestières est plutôt nuisible au poisson mais son impact varie amplement selon le site et l'espèce en cause.

- D'abord, la quantité de sédiments mobilisée diffère sensiblement non seulement en fonction des pratiques forestières, mais aussi selon la région (Murphy *et al.*, 1981).
- Ensuite, la susceptibilité d'un tronçon de cours d'eau à la sédimentation change selon son gradient de pente (Murphy *et al.*, 1981; Bury et Corn, 1988).
- Finalement, la sensibilité aux sédiments diffère aussi d'une espèce à l'autre.

De plus, les effets sédimentaires ne sont pas immédiats. Ils se manifestent souvent avec un décalage de quelques mois ou quelques années, et tendent à s'amplifier avec le temps au rythme des événements climatiques (Holtby, 1987).

Dans l'ensemble, les poissons sont moins sensibles à la sédimentation que les salamandres mais leur sensibilité varie selon l'espèce. Dans les ruisseaux du nord-ouest des États-Unis, alors que la densité de salmonidés était corrélée surtout avec l'ouverture de la voûte végétale et peu avec la granulométrie du substrat, celle des chabots augmentait avec la réduction du gradient et l'abondance du sable (Hawkins *et al.*, 1983). Par contre, dans les tronçons ombragés, la densité globale de prédateurs et de proies diminuait avec la granulométrie du substrat. Parmi les salmonidés, les espèces d'eau profonde et calme seraient plus troublées par la sédimentation que celles préférant les eaux vives (Murphy et Hall, 1981; Grant *et al.*, 1986). Dans la chaîne côtière de l'Oregon, le colmatage des interstices du gravier de frayères par des sédiments semble avoir peu modifié l'émergence des alevins de saumons coho, mais la population résidente de

truites fardées a été réduite des deux tiers et le demeurait encore six ans après la coupe (Ringler et Hall, 1975). Burns (1972) considère le saumon coho et la truite arc-en-ciel comme des espèces particulièrement résilientes munies de fortes capacités d'adaptation et de récupération.

Carnation Creek

Les études réalisées à Carnation Creek sont probablement les plus complètes réalisées jusqu'à présent sur le sujet et méritent une attention particulière. Elles ont été menées de 1970 à 1986 et ont livré d'abondants résultats, notamment sur le poisson (Scrivener et Andersen, 1984; Hartman, 1987; Hetherington, 1987a; Holtby, 1987; Scrivener, 1987a et 1987b; Holtby, 1988; Hartman et Scrivener, 1990). En moyenne, ce bassin côtier de 10 km² exporte annuellement 55 t/km² de sédiments (moins de la moitié en suspension). Il est fréquenté dans sa partie aval par des populations anadromes de saumons coho, saumons kéta, truites arc-en-ciel et truites fardées. Dans sa partie amont, il héberge aussi une population résidente de truites fardées. De 1975 à 1981, il a été soumis à la construction de chemins forestiers et coupé sur 41 % de sa superficie (Hartman et Scrivener, 1990).

Les observations des réactions des populations de poisson illustrent la complexité des impacts de l'exploitation forestière. À Carnation Creek, les impacts dépendaient surtout de deux facteurs : la température de l'eau et l'intégrité de l'habitat. Dans ce bassin, la production primaire est limitée par une carence du phosphore et ne réagit pas à la coupe (Stockner et Shortreed, 1987). La dégradation des substrats (colmatage) a réduit le taux d'éclosion des oeufs mais le réchauffement de l'eau a provoqué une éclosion plus hâtive, prolongé la saison de croissance des alevins et en conjonction avec une densité amoindrie, accéléré les taux de croissance, et eu tendance à améliorer la survie hivernale. Cependant, en suscitant une migration plus hâtive vers la mer, elle fait baisser les taux de survie en mer et induit une plus grande variabilité interannuelle des stocks. Pour toutes les espèces, les impacts positifs sont les premiers observables alors que les impacts négatifs se manifestent progressivement et plus tardivement.

L'impact démographique global variait selon l'espèce. La population de saumons coho est celle qui a le plus profité de la coupe (Holtby, 1987; Hartman et Scrivener, 1990). Sa capacité à utiliser des habitats alternatifs dans des affluents latéraux le rendait moins sensible à la dégradation des habitats. Sa population s'est d'abord accrue pendant plus de cinq ans. Puis, les plus faibles taux de retour et la dégradation des habitats ont graduellement inversé la tendance. Une dizaine d'années après la coupe, le nombre de saumoneaux migrants était redescendu aux valeurs d'avant la coupe.

La truite arc-en-ciel fut l'espèce la plus perturbée (Hartman, 1987; Hartman et Scrivener, 1990). Étant moins encline à recourir à des habitats alternatifs, elle dépend davantage du chenal principal et est plus vulnérable à la perte d'ombrage et au comblement partiel observé dans les fosses. Son taux de survie hivernal ne s'est pas amélioré et les gains réalisés lors de la première saison de croissance furent rapidement effacés par le déclin des saisons ultérieures.

La démographie des populations n'était pas modifiée que par la foresterie, la pression de pêche et les conditions océaniques intervenaient également. Ces facteurs peuvent agir aussi bien conjointement qu'en sens opposé. Ainsi chez le saumon kéta, on devrait s'attendre à un

affaissement des stocks lorsque les perturbations de l'habitat coïncident avec un fort prélèvement et des conditions océaniques défavorables (Hartman et Scrivener, 1990). Les stocks ne récupérerait ensuite que lorsque deux des trois facteurs deviennent favorables.

Maritimes

Nous disposons d'une seule étude menée dans le nord-est du continent, selon des conditions comparables aux nôtres, celle de Grant *et al.* (1986). On y a examiné 10 tronçons de ruisseaux d'ordre 2 et 3, à faible gradient de pente (0,3 % à 3,4 %) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Tous avaient été touchés directement par une intervention forestière récente et ont été appariés avec des tronçons témoins en amont. Les perturbations considérées étaient soit de petites coupes à blanc, dans sept cas (1 à 11 ans), des traverses de chemins dans deux cas (1 et 10 ans) ou le « redressement » d'une berge au *bulldozer* sur 75 m (la même saison). Des différences significatives quant à la biomasse de salmonidés n'ont pu être mises en évidence qu'aux endroits où l'on retrouve des traverses de chemins. Un ravinement profond de part et d'autre de chaque traverse révélait la présence d'érosion, et des signes évidents de sédimentation étaient visibles en aval de la plus ancienne. Aux deux endroits, les approches étaient pentues et portaient aussi des traces d'érosion. La plus forte réduction de biomasse (de 1,3 g/m² à 0,3 g/m²) a été constatée en aval de la traverse vieille de 10 ans et inutilisée depuis quatre ans.

3.4.2.2 À long terme

Pour bien comprendre l'impact de l'exploitation forestière sur les communautés piscicoles, il faut considérer autant le cycle de vie complet des populations (Holtby, 1987) que le court et le long terme du cycle forestier (Murphy *et al.*, 1981; Holtby, 1987; Hartman et Scrivener, 1990). Avec la repousse et le rétablissement de l'ombrage riverain, le réchauffement, les gains d'éclaircissement et de productivité s'estompent mais certaines dégradations de l'habitat peuvent persister.

Dans les ruisseaux des monts Cascade (Oregon), région générant relativement peu de sédiments, la biomasse de prédateurs vertébrés, et particulièrement de salmonidés, était plus élevée au sein de coupes récentes (5-10 ans) que dans les forêts matures (Murphy *et al.*, 1981). Cependant, dans les ruisseaux ombragés par la repousse (12-35 ans), elle est inférieure à celles des forêts matures (Murphy et Hall, 1981). Les gains attribuables à une production autotrophe accrue avaient pu masquer les impacts négatifs de la sédimentation mais avec le retour à une alimentation hétérotrophe, ces derniers devenaient plus évidents (Murphy et Hall, 1981).

Dans une rivière du nord de la Californie, sur une trentaine d'années les salmonidés anadromes ont été réduits graduellement à près du quart de leur population initiale. Coats et Miller (1981) attribuent ce déclin au cumul de dégradations de l'habitat découlant notamment de la construction de routes et d'une exploitation forestière peu soignée. Ils ne disposent cependant pas dans cette région de bassin témoin permettant de confirmer cette hypothèse et de quantifier l'impact spécifique de la foresterie.

Les résultats publiés pour Carnation Creek ne s'étendent pas au-delà des dix années suivant le début des opérations forestières (Hartman et Scrivener, 1990). Néanmoins, à partir des relations observées entre les facteurs physiques et biologiques, Holtby (1987) a modélisé les effets de la coupe sur le saumon coho. Le modèle a servi notamment à produire des prédictions à long terme de l'abondance de saumon coho. Cette extrapolation s'appuie sur des taux hypothétiques mais plausibles de déstabilisation et récupération pour le chenal, la qualité du substrat et la température. Elle est purement spéculative, le modèle n'ayant pu être calibré et vérifié pour le long terme. La simulation prévoit qu'une période d'augmentation de neuf ans serait suivie d'un déclin marqué d'une trentaine d'années puis d'une longue période de rétablissement. L'augmentation correspond aux effets du réchauffement, le déclin à la dégradation du chenal et le rétablissement à sa stabilisation et sa récupération. Le retour à la situation initiale ne se produirait qu'après une centaine d'années. Entre-temps, la population aurait été plus abondante durant 10 à 20 ans puis appauvrie par la suite. Selon la courbe produite de façon déterministe (uniquement à partir des tendances centrales), la population prévue ne descendrait cependant jamais jusqu'à un seuil préoccupant. Par contre, lorsqu'il ajoute la variabilité naturelle des divers paramètres, Holtby obtient des oscillations erratiques autour de la tendance centrale avec la possibilité d'atteindre un niveau critique n'importe quand entre 20 et 100 ans après la coupe.

Les trop rares indications disponibles pour le long terme suggèrent que **des observations limitées aux quelques mois ou quelques années suivant les activités forestières risquent fort de ne dévoiler qu'une partie de la réalité.** Les impacts pourraient différer substantiellement entre le court et le long terme et s'étendre sur quelques décennies.

3.4.3 Au Québec

Nous ne disposons pas d'étude évaluant spécifiquement l'impact de l'exploitation forestière sur le poisson au Québec. Par contre, les travaux de Grant *et al.* (1986) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ont porté sur des espèces présentes au Québec (omble de fontaine, truite brune et saumon atlantique), dans un environnement représentatif des Appalaches septentrionales. Leurs résultats indiquent clairement que selon nos conditions, la foresterie peut avoir un impact négatif sur les salmonidés. Ils sont conciliables avec ceux obtenus dans le nord-ouest des États-Unis et sur l'Île de Vancouver. À ces endroits les impacts négatifs sur le poisson :

- ne sont souvent pas mesurables à court terme;
- proviennent principalement des sédiments;
- varient en fonction de l'espèce;
- tendent à se manifester tardivement;
- peuvent apparaître plus rapidement si l'activité sédimentaire est substantielle;
- s'amplifient graduellement avec les années;
- peuvent durer quelques décennies.

L'étude de Grant *et al.* (1986) dans les Maritimes ne s'est penchée que sur des impacts à court terme (0 à 11 ans) et seulement 4 des 10 perturbations considérées avaient plus de deux ans. Parmi elles, celle associée à une baisse radicale de la biomasse de salmonidés était aussi celle ayant manifestement généré le plus de sédimentation. De même, parmi les perturbations plus

récentes, la seule ayant eu un impact mesurable était celle où il y avait des signes clairs de mobilisation sédimentaire. Quant au « redressement » d'une berge au *bulldozer*, il avait été réalisé la même année, vraisemblablement après les crues printanières et n'avait pas encore subi celles de l'automne. Il était assurément trop tôt pour pouvoir en constater les éventuelles conséquences sur le poisson. Enfin, en regroupant tous les salmonidés dans une seule catégorie, on a pu oblitérer la réaction d'espèces plus sensibles.

Le ministère des Pêches et des Océans du Canada a entrepris en 1990 dans le bassin de 50 km² du ruisseau Catamaran au Nouveau-Brunswick, un projet de recherche visant à étudier les impacts de la foresterie sur les salmonidés dans la région Atlantique (Cunjak *et al.*, 1990). Le projet fortement inspiré de celui de Carnation Creek, doit durer 15 ans, soit cinq ans avant la coupe, cinq ans d'exploitation et cinq ans après l'exploitation. Les conditions biophysiques et les espèces en cause y sont certainement plus près des nôtres que celles du nord-ouest des États-Unis ou de l'Île de Vancouver. Cependant, les résultats quant aux impacts de la foresterie ne seront pas disponibles avant la fin du siècle.

Les connaissances actuelles sur les relations poisson et foresterie, bien que fragmentaires et insuffisantes, révèlent néanmoins quelques principes généraux certainement aussi valables au Québec :

- les impacts de l'exploitation forestière sur le poisson sont complexes et variables dans le temps, dans l'espace et selon les espèces. Il serait aussi simpliste de prétendre que l'exploitation forestière n'a aucun effet sur le poisson que d'affirmer qu'elle est systématiquement nuisible ou systématiquement bénéfique;
- les perturbations les plus significatives semblent être les changements de température et de production primaire ainsi que les changements physiques de l'habitat par érosion et sédimentation;
- les effets positifs proviennent surtout du réchauffement et de gains de productivité primaire. Ils sont temporaires et s'atténuent lors de la repousse. Les effets négatifs sont surtout liés au transport sédimentaire. Ils peuvent se manifester tardivement et progressivement et sont plus persistants. À long terme, seuls les effets négatifs demeurent;
- l'effet global dépend à la fois du bilan entre ces deux séries d'effets et de la sensibilité de chaque espèce. Il peut varier non seulement d'une région à l'autre mais aussi d'une partie d'un cours d'eau à l'autre. Il dépend de paramètres incontrôlables comme le climat, la géologie et la physiographie du bassin mais également de variables sur lesquelles nous pouvons intervenir, c'est-à-dire les pratiques forestières;
- l'impact négatif d'une intervention pourrait n'être mesurable que plusieurs années après. Le fait de ne pas observer d'effet négatif à court terme n'est pas en soi une garantie d'innocuité.

Finalement, il faut aussi considérer qu'il existe au Québec une particularité hydrographique qui influe vraisemblablement sur les rapports entre les poissons et la foresterie. Elle concerne spécifiquement la région du Bouclier canadien où se pratique une large part de l'exploitation forestière au Québec. Il s'agit de la profusion de lacs disséminés au sein du réseau hydrographique. Cette situation se rencontre également sur la partie ontarienne du Bouclier canadien mais n'a pas d'équivalent dans les Appalaches ni au Canada, ni aux États-Unis, pas plus que dans le nord-ouest des États-Unis ou en Colombie-Britannique. En tant que masse d'eau calme, le lac possède la capacité :

- de retenir la plus grande partie des sédiments provenant de l'amont;
- de réduire les débits de pointe en laminant les crues;
- d'absorber et de tamponner les variations thermiques.

Conséquemment, on peut s'attendre qu'un lac protège les milieux aquatiques situés directement en aval, des impacts de perturbations forestières localisées en amont du lac. En même temps, la rétention des sédiments rend les habitats lacustres potentiellement vulnérables à toute accélération de transport sédimentaire produite en amont. Théoriquement, les lacs de petites tailles seraient plus vulnérables que les grands.

3.4.4 Prévention et contrôle

Les principaux impacts négatifs rapportés ont été attribués à des dégradations du substrat. Ces perturbations pourraient être évitées ou minimisées en mettant en application les mesures destinées à prévenir les impacts sédimentaires de la foresterie (cf. section 2.1.6 du présent document). Le maintien de lisières de végétation riveraine est au centre de ces mesures. Cependant à lui seul, il ne suffit pas à éliminer tout problème sédimentaire. Des sources ponctuelles comme des traverses de cours d'eau mal conçues peuvent entraîner des perturbations substantielles (Grant *et al.*, 1986). Un soin particulier devrait aussi être mis à la conception de tout le réseau de voirie forestière (chemins, sentiers, fossés, jetées, ponceaux et ponts). Enfin, il faut aussi minimiser la hausse des pointes de crue. Une modification sensible du régime des crues peut déstabiliser le lit d'un cours d'eau, nonobstant toutes les autres mesures préventives appliquées (Heede et King, 1990; Heede, 1991).

Présentement, le maintien de lisières boisées sur les rives des lacs et cours d'eau est une pratique réglementaire dans les forêts publiques du Québec. En principe, en plus de contribuer à réduire les impacts sédimentaires, ces lisières devraient éliminer du même coup les effets liés au réchauffement de l'eau ou aux gains d'éclairement et prévenir indirectement tout appauvrissement en oxygène.

CONCLUSION

La présente revue et analyse de documentation permet, malgré de nombreuses lacunes d'information, de tirer les conclusions suivantes :

- dans nos conditions, l'exploitation forestière peut avoir des impacts significatifs sur les écosystèmes aquatiques;
- ces impacts sont complexes. Ils varient en nature et en intensité dans le temps et dans l'espace, non seulement d'une région à l'autre ou d'un bassin à l'autre, mais aussi entre différentes parties d'un même cours d'eau;
- presque tous pourraient être évités ou fortement réduits à condition d'appliquer des mesures appropriées. Ainsi, il serait possible d'exploiter les ressources ligneuses de manière à ne pas nuire au milieu aquatique;
- certains de ces impacts pourraient être temporairement bénéfiques sinon pour l'ensemble de l'écosystème, au moins pour quelques espèces.

Les causes

Les principales catégories d'activités forestières susceptibles de perturber le milieu aquatique sont :

- **la construction et l'entretien du réseau de voirie forestière** (jetées, chemins, sentiers, fossés, traverses, ponts et ponceaux) : ils peuvent influencer sur le transport sédimentaire directement (érosion de sol minéral à nu et compacté) et indirectement (hausse des débits de pointe);
- **la récolte de matière ligneuse en milieu riverain** : elle peut augmenter sensiblement l'apport de sédiments et de nutriments, introduire des déchets de coupe dans le milieu et modifier la température et l'oxygène dissous;
- **la récolte de matière ligneuse en milieu non riverain** : elle a un effet sur le régime hydrologique, la vitesse de régénération et hausse les concentrations de nutriments dans l'eau (particulièrement les nitrates);
- **les préparations de terrain** (brûlage, scarification, etc.) : peuvent influencer sur l'apport de sédiments et de nutriments;
- **la fertilisation** : augmente l'apport de nutriments;
- **l'emploi de pesticides** (insecticides et phytocides) : introduit des substances toxiques et cause des dommages possibles à la végétation riveraine.

Les effets

L'environnement abiotique peut être perturbé du point de vue :

- **du régime hydrologique** : hausse des débits d'étiage ainsi que hausse ou baisse des débits de pointe;
- **de la température** : réchauffement estival significatif dans les petits cours d'eau par perte d'ombrage;
- **des concentrations en oxygène dissous** : réduction à la suite de l'introduction de déchets de coupe et du réchauffement;
- **des concentrations en nutriments** : hausses après la coupe ou après l'épandage de fertilisants;
- **du transport en sédiments** : augmentation à la suite, surtout des perturbations directes du lit et des rives, d'une majoration des pointes de crues et de la mise à nu et du compactage du sol minéral.

Parmi ces perturbations, la plus grave, la plus durable et la plus difficile à contrôler serait la hausse de transport sédimentaire. Elle peut intervenir à court terme, durant les travaux de voirie et de récolte, mais aussi à long terme, après un réajustement du lit au nouveau régime hydrologique ou au ravinement graduel de certaines surfaces sensibles, particulièrement aux traverses de cours d'eau, dans les fossés, sur les jetées, chemins et sentiers. Elle bouleverse les habitats par érosion, récuration et colmatage du substrat. Pour les habitats, le sable représente le sédiment le plus perturbant.

Ces changements peuvent avoir des effets multiples et complexes sur les différentes formes de vie aquatique, particulièrement chez les invertébrés et les vertébrés. La hausse des débits d'étiage améliorerait le succès de reproduction du poisson. Lorsque le phosphore n'est pas un élément limitant, la production primaire pourrait augmenter pour une dizaine d'années, avantageant du même coup les communautés d'invertébrés herbivores et indirectement, certaines espèces de prédateurs vertébrés. Même sans gain de production primaire, le réchauffement peut aussi avantager temporairement certaines espèces de poisson. Cependant, un fort impact sédimentaire à court terme reste susceptible d'oblitérer totalement ces effets positifs. Les éventuels gains de productivité s'estompent avec la récupération de l'ombrage riverain, tandis que les impacts sédimentaires durent et peuvent même s'amplifier à plus long terme. L'impact sur les formes vertébrées porte à la fois sur le court terme (les quelques années suivant les interventions) et sur le long terme (quelques décennies) et évolue dans le temps. Il peut différer sensiblement d'une espèce à l'autre, même au sein d'un même genre.

Prévention et contrôle

La plupart des perturbations du milieu abiotique peuvent être facilement prévenues ou sensiblement limitées. Le maintien d'une lisière de végétation riveraine autour des lacs et des cours d'eau, qui fait maintenant partie des modalités d'intervention réglementaire dans la forêt publique québécoise, suffit à conserver le régime thermique et les teneurs en oxygène dissous dans le cours d'eau. Il modère l'enrichissement en nutriment après la coupe et réduit les impacts sédimentaires. Ces lisières n'ont cependant pas d'effet sur les sédiments apportés par les fossés de drainage ou ceux générés par la dégradation des traverses de cours d'eau et de leurs approches. Elles ont peu d'effet sur d'éventuelles majorations des pointes de crue et sur l'érosion et la sédimentation qui en découleraient. Une prévention efficace des impacts sédimentaires requiert donc également un contrôle des débits de pointe et beaucoup de soins dans la conception, la réalisation et l'entretien de la voirie forestière.

Paradoxalement, une partie des effets bénéfiques de la coupe sur la productivité du milieu découle directement du prélèvement de la végétation riveraine. Or, justement, le maintien d'une lisière de végétation riveraine joue un rôle central et multiple dans la protection du milieu aquatique. En appliquant cette mesure préventive, on empêche automatiquement des gains d'éclairement significatifs dans les petits cours d'eau. Cependant, il faut rappeler que les bénéfices éventuels seraient temporaires et ne profiteraient qu'à certains milieux et certaines espèces.

Connaissances insuffisantes

La présente revue a permis de constater plusieurs lacunes dans nos connaissances des impacts de l'exploitation forestière sur le milieu aquatique et particulièrement quant à la vérification ou l'adaptation de ces connaissances aux conditions québécoises. Les besoins les plus notables touchent les domaines suivants :

- **les effets de la coupe sur les débits de pointe et les méthodes pour en éviter ou en minimiser les hausses (compte tenu de la grande variabilité du phénomène, de sa relative imprévisibilité et de son impact potentiel sur le transport sédimentaire);**
- **les impacts sédimentaires des interventions forestières (voirie, récolte, préparation) à court et long terme. L'information disponible ne concerne que les sédiments en suspension et sur de trop brèves périodes. Il faut considérer le transport sur l'ensemble du cycle hydrologique annuel, insister sur le transport du sable, qu'il soit de fond ou en suspension et surtout porter attention aux transformations des substrats, pas seulement de surface mais aussi internes (colmatage des interstices, érosion, ensevelissement). Très peu d'observations se sont prolongées au-delà de quelques mois après les interventions et presque aucune n'a porté sur le long terme (> 10-15 ans). De plus, il serait essentiel de quantifier l'efficacité des approches préventives en vigueur et proposées;**

- **la sensibilité des différents organismes aquatiques aux changements de leur environnement produits dans les conditions d'exploitation en vigueur.** Au Québec, il faut encore compléter les connaissances sur la diversité et la productivité des écosystèmes aquatiques forestiers. Mis à part les salmonidés, la faune aquatique forestière demeure relativement méconnue. Nous ignorons encore tout de la sensibilité et des réactions des espèces présentes aux perturbations à court et long terme provoquées par l'exploitation forestière. Nous connaissons encore moins l'influence des caractères du milieu et de l'intensité des perturbations sur ces réactions;

- **l'effet de l'abondance de lacs dans l'hydrographie sur l'étendue et l'intensité des impacts.** Il s'agit d'une particularité des régions du Québec et du Canada situées dans le Bouclier canadien qui devrait influencer sur les régimes hydrologiques, sédimentaires et thermiques des bassins et restreindre la zone exposée aux impacts.

BIBLIOGRAPHIE

- AMARANTHUS, M.P., R.M. RICE, N.R. BARR et R.R. ZIEMER, 1985. « Logging and forest roads related to increased debris slides in southwestern Oregon » dans *Journal of Forestry* 83:229-233.
- ANDREWS, E.D., 1980. « Effective and bankfull discharges of streams in the Yampa river basin, Colorado and Wyoming » dans *Journal of Hydrology* 46:311-330.
- AUBERTIN, G.M. et J.H. PATRIC, 1974. « Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia » dans *Journal of Environmental Quality* 3:243-249.
- BEAUDRY, P.G., 1984. *Effects of forest harvesting on snowmelt during rainfall in coastal British Columbia*, thèse de maîtrise, Université de Colombie-Britannique, 185 p.
- BEAULIEU, H. et M. HUOT, 1992. *Liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 107 p.
- BERNIER, P.Y., 1986. *A programmed procedure for evaluating the effect of forest management on water yield*, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta, forest management note #37, 11 p.
- BERNIER, P.Y., 1990. « Using hydrological modeling in forestry » dans *Forest Modeling Symposium*, Forestry Canada Information Report NOR-X-308, p. 120-127.
- BESCHTA, R.L., R.E. BILBY, G.W. BROWN, L.B. HOLTBY et T.D. HOFSTRA, 1987. « Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions » dans *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.
- BIDER, J.R. et S. MATTE, 1994. *Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec*, Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune, cat. 95-2628-03, ISBN 2-5500-09786-6, 106 p.
- BILBY, R.E. 1985. « Contributions of road surface sediment to a western Washington stream » dans *Forest Science* 31:827-838.
- BOSCH, J.M. et J.D. HEWLETT, 1982. « A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration » dans *Journal of Hydrology* 55:3-23.
- BROWN, G.W., 1983. *Forestry and water quality*, O.S.U. Book Stores Inc., Corvallis, Oregon, 142 p.

- BUCHANAN, P. et K.W. SAVIGNY, 1990. « Factors controlling debris avalanche initiation » dans *Canadian Geotechnical Journal* 27:659-675.
- BULTOT, F., G.L. DUPRIEZ et D. GELLENS, 1990. « Simulation of land use changes and impacts on the water balance - a case study for Belgium » dans *Journal of Hydrology* 114:327-348.
- BURNS, J.W., 1972. « Some effects of logging and associated road construction on northern California streams » dans *Transactions of the American Fisheries Society* 101:1-17.
- BURTON, T.M. et G.E. LIKENS, 1973. « The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire » dans *BioScience* 23:433-435.
- BURTON, T.M. et G.E. LIKENS, 1975. « Salamander populations and biomass in Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire » dans *Copeia* 1975:541-546.
- BURY, R.B. et P.S. CORN, 1988. « Response of aquatic and streamside amphibians to timber harvest: a review » dans *Streamside management: riparian wildlife and forestry interactions*, University of Washington, Institute of Forest Resources, Contribution #59, p. 165-181.
- CHANASYK, D.S. et J.P. VERSCHUREN, 1980. « Hydrologic simulation of the effects of forest removal » dans *Symposium on Watershed Management* (Boise, Idaho):452-464.
- CHARBONNEAU, R., G. MORIN et J.-P. FORTIN, 1977. *Effet du pourcentage et de la distribution des surfaces boisées sur les crues de fonte de neige*, INRS-Eau, Québec, 21 p.
- CHENG, J.D., 1989. « Streamflow changes after clear-cut logging of a pine beetle-infested watershed in southern British Columbia, Canada » dans *Water Resources Research* 25:449-456.
- CHENG, J.D. et B.G. BONDAR, 1984. « The impact of a severe forest fire on streamflow regime and sediment production » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie* 1984:843-859.
- COATS, R.N. et T.O. MILLER, 1981. « Cumulative silvicultural impacts on watersheds: a hydrologic and regulatory dilemma » dans *Environmental Management* 5:147-160.
- Commission sur la protection des forêts, 1991. *Des forêts en santé, rapport d'enquête et d'audience publique sur la Stratégie de protection des forêts*, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, Gouvernement du Québec, Rapport spécial #2, 277 p.
- COOK, W.L. et J.D. HEWLETT, 1979. « The broad-based dip on Piedmont woods roads » dans *Southern Journal Applied Forestry* 3:77-81.

- CORBETT, E.S., J.A. LYNCH et W.E. SOPPER, 1978. « Timber harvesting practices and water quality in the eastern United States » dans *Journal of Forestry* 76:484-488.
- CORDONE, A.J. et D.W., KELLEY, 1961. « The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams » dans *California Fish and Game* 47:189-228.
- CROW, T.R., G.D. MROZ et M.R. GALE, 1991. « Regrowth and nutrient accumulations following whole-tree harvesting of a maple-oak forest » dans *Canadian Journal of Forest Research* 21:1305-1315.
- 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.
- CUNJACK, R.A., D. CAISSIE et N. EL-JABI, 1990. *Projet de recherche sur l'habitat du ruisseau Catamaran: description et champs d'étude général*, Rapport technique Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques #1751, 15 p.
- DAVIS, H.T., C.F. HAGIUS, B.A. JAYNE, C.W. WYLIE, D.D. WOOLDRIDGE et R.L. GUERNSE, 1976. *Forest harvest, residue treatment, reforestation and protection of water*, James M. Montgomery Consulting Engineers Inc., Boise, Idaho, ≈ 230 p.
- DICKISON, R.B.B., D.A. DAUGHARTY et D.K. RANDALL, 1981. « Some preliminary results of the hydrologic effects of clearcutting a small watershed in central New Brunswick » dans *5^e Conférence canadienne d'Hydrotechnique*, comptes rendus, p. 59-75.
- DICKISON, R.B.B. et D.A. DAUGHARTY, 1982. « The effects on snowmelt runoff of the removal of forest cover » dans *Proc. IHP Fourth Northern Research Basin Symp. Workshop*, Ullensvang, Norvège, Norw. Natl. Comm. Hydrol. Rep. #12, Oslo, Norvège, p. 131-150.
- DUBÉ, M., B. GOSSELIN et D. SAUCIER, 1991. *Évaluation de la qualité des eaux de surface à la suite de la fertilisation aérienne des érablières en 1989*, ministère des Forêts, Direction de l'Environnement, Rapport C-14, 59 p.
- EDWARDS, P.J., J.N. KOCHENDERFER et D.W. SEEGRIST, 1991. « Effects of forest fertilization on stream water chemistry in the Appalachians » dans *Water Resources Bulletin* 27:265-274.
- ENTRY, J.A., N.M. STARK et H. LOEWENSTEIN, 1987. « Effect of timber harvest on extractable nutrients in a northern Rocky Mountain forest soil » dans *Canadian Journal of Forest Research* 17:735-739.

- ERNST, W., H. HALL, S. HALL, R. MATHESON, J. OSBORNE et R. WILSON, 1981. *A review of environmental impacts associated with particular forestry*, Canada, Environnement Canada, Service de protection de l'environnement, rapport EPS 7-AR-81-1, 101 p.
- EVEREST, F.H., R.L. BESCHTA, J.C. SCRIVENER, K.V. KOSKI, J.R. SEDELL et C.J. CEDERHOLM, 1987. « Fine sediment and salmonid production: a paradox » dans *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.
- FAIL, J.L., B.L. HAINES et R.L. TODD, 1987. « Riparian forest communities and their role in nutrient conservation in an agricultural watershed » dans *American Journal of Alternative Agriculture* 2:114-121.
- FEDERER, C.A. et D. LASH, 1978. *BROOK: a hydrologic simulation model for eastern forests*, Water Resource Research Center, University of New Hampshire, Research Report #19.
- FEDERER, C.A. et D. LASH, 1978. « Simulated streamflow response to possible differences in transpiration among species of hardwood trees » dans *Water Resources Research* 14:1089-1097.
- FULLER, R.D., C.D. DRISCOLL, G.B. LAWRENCE et S.C. NODVIN, 1987. « Processes regulating sulphate flux after whole-tree harvesting » dans *Nature* 325:707-710.
- GONZALEZ, A. et A.P. PLAMONDON, 1978. « Urea fertilization of natural forest: effects on water quality » dans *Forest Ecology and Management* 1:213-221.
- GRANT, J.W.A., J. ENGLERT et B.F. BIETZ, 1986. « Application of a method for assessing the impact of watershed practices: effects of logging on salmonid standing crops » dans *North American Journal of Fisheries Management* 6:24-31.
- GRÉGOIRE, L., G. MOREAU et J. HUOT, 1983. *Effets de la coupe forestière sur la faune aquatique et terrestre*, Université Laval, Centre de Recherches sur l'Eau, rapport CRE-83/05, 113 p.
- GREGORY, K.J. et D.E. WALLING, 1973. *Drainage bassin form and processes: a geomorphological approach*, éditions Edward Arnold, Londres, 458 p.
- GREGORY, S.V., G.A. LAMBERTINI, D.C. ERMAN, K.V. KOSKI, M.L. MURPHY et J.R. SEDELL, 1987. « Influence of forest practices on aquatic production » dans *Streamside management: forestry and fishery interactions*, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p.233-255.

- GREGORY, S.V., F.J. SWANSON, W.A. McKEE et K.W. CUMMINS, 1991. « An ecosystem perspective of riparian zones » dans *BioScience* 41:540-551.
- Groupe de Travail sur la Protection des Habitats, 1983. *La protection des habitats fauniques au Québec*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 175 p.
- GURTZ, M.E., J.R. WEBSTER et J.B. WALLACE, 1980. « Seston dynamics in southern Appalachian streams: effects of clear-cutting » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:624-631.
- HAMMER, R.G., 1989. « Forest headwaters riparian road construction and timber harvest guidelines to control sediment » dans *Headwaters Hydrology*, p. 127-131.
- HANSMANN, E.W. et H.P. PHINNEY, 1973. « Effects of logging on periphyton in coastal streams in Oregon » dans *Ecology* 54:194-199.
- HARR, R.D., W.C. HARPER, J.T. KRYGIER et F.S. HSIEH, 1975. « Changes in storm hydrographs after road building and clear-cutting in the Oregon Coast Range » dans *Water Resources Research* 11:436-444.
- HARTMAN, G.F., 1987. « Some preliminary comments on results of studies of trout biology and logging impacts in Carnation Creek » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 175-180.
- HARTMAN, G.F. et 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.
- HAUSSMAN, R.F., 1960. *Permanent logging roads for better woodlot management.*, USDA Forest Service, Division State and Private Forestry, Upper Darby, PA., 38 p.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY, N.H. ANDERSON et M.A. WILZBACH, 1983. « Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern United States » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40:1173-1185.
- HEEDE, B.H., 1991. « Response of a stream in disequilibrium to timber harvest » dans *Environmental Management* 15:251-255.
- HEEDE, B.H. et R.M. KING, 1990. « State-of-the-art timber harvest in an Arizona mixed conifer forest has minimal effect on overland flow and erosion » dans *Hydrological Sciences Journal* 35:623-635.
- HETHERINGTON, E.D., 1987a. « Carnation Creek, Canada - review of a west coast fish/forestry watershed impact project » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publ. 167, p. 531-537.

- HETHERINGTON, E.D., 1987b. « The importance of forests in the hydrological regime » dans *Canadian Aquatic Resources*, M.C. HEALEY et R.R. WALLACE (éd.), p. 179-211.
- HEWLETT, J.D., 1982. « Forests and floods in the light of recent investigation » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie 1982:543-559*.
- HJULSTRÖM, F., 1935. « Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Firis » dans *Bulletin of the Geological Institute University of Uppsala 25:221-527*.
- HOLTBY, L.B., 1987. « The effects of logging on the coho salmon of Carnation Creek, British Columbia » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 159-174.
- HOLTBY, L.B., 1988. « Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45:502-515*.
- HORNBECK, J.W., 1973. « Storm flow from hardwood-forested and cleared watershed in New Hampshire » dans *Water Resources Research 9:346-354*.
- HORNBECK, J.W., C.A. FEDERER et R.S. PIERCE, 1987. « Effects of whole-tree clearcutting on streamflow can be adequately estimated by simulation » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publ. 167, p. 565-573.
- 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 » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publ. 167, p. 143-153.
- IWAMOTO, R.N., E.O. SALO, M.A. MADEJ et R.L. McCOMAS, 1978. *Sediments and water quality: a review of the literature including a suggested approach for water quality criteria*, EPA Report 910/9-78-048, 252 p.
- KELLOGG, R.S., 1908. « Forest conservation » dans *New England Watwks Ass. J. 22:389-408*.
- KINGSBURY, P.D. et D.P. KREUTZWEISER, 1985. « The impact of permethrin on aquatic ecosystems in Canadian forests » dans *Symposium on pyrethroid insecticides in the environment*, Society of Chemical Industry (pesticide group), Angleterre, 202-203.
- KNIGHTON, D., 1984. *Fluvial forms and processes*, éditions Edward Arnold, Londres, 218 p.
- KOCHENDERFER, J.N., 1970. *Erosion control on logging roads in the Appalachians*, USDA Forest Service, Research Paper NE-158, 28 p.
- KRAMMES, J.K. et D.M. BURNS, 1973. *Road construction on Caspar Creek watersheds... 10-year report on impact*, USDA Forest Service, Research Paper PSW-93, 10 p.

- KRAUSE, H.H., 1982a. « Effect of forest management practices on water quality - a review of canadian studies » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie* 1982:15-29.
- KRAUSE, H.H., 1982b. « Nitrate formation and movement before and after clear-cutting of a monitored watershed in central New Brunswick, Canada » dans *Canadian Journal of Forest Research* 12:922-930.
- LANDRY, B. et M. MERCIER, 1983. *Notions de géologie avec exemples du Québec*, Modulo éditeur, Outremont, Québec, 426 p.
- LEAF, C.F. et R.R. ALEXANDER, 1975. *Simulating timber yields and hydrologic impacts resulting from timber harvest on subalpine watersheds*, USDA Forest Service, Research Paper RM-133, 21 p.
- LECLAIR, R., 1985. *Les amphibiens du Québec: biologie des espèces et problématique de conservation des habitats*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 121 p.
- LEE, R. et D.E. SAMUEL, 1976. « Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia » dans *Journal of Environmental Quality* 5:362-366.
- LIKENS, G.E. et F.H. BORMANN, 1975. « An experimental approach in New England landscapes » dans *Nutrient-Hydrologic Interactions (Eastern United States)*, Springer-Verlag, New York, p. 7-29.
- LOOMIS, J.B., 1989. « A bioeconomic approach to estimating the economic effects of watershed disturbance on recreational and commercial fisheries » dans *Journal of Soil and Water Conservation* 44:83-87.
- LOWRANCE, R.R., R.L. TODD et L.E. ASMUSSEN, 1983. « Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed » dans *Agriculture, Ecosystems and Environment* 10:371-384.
- LULL, H.W. et K.G. REINHART, 1972. *Forests and floods in the eastern United States*, USDA Forest Service, Research Paper NE-226, 94 p.
- LYNCH, J.A., E.S. CORBETT et R. HOOPES, 1977. « Implications of forest management practices on the aquatic environment » dans *Fisheries* 2:16-22.
- MACKAY, S.M. et G. ROBINSON, 1987. « Effects of wildfire and logging on streamwater chemistry and cation export of small forested catchments in southeastern New South Wales, Australia » dans *Hydrological Processes* 1:359-384.
- MARTIN, C.W., D.S. NOEL et C.A. FEDERER, 1984. « Effects of forest clearcutting in New England on stream chemistry » dans *Journal of Environmental Quality* 13:204-210.

- MARTIN, C.W., D.S. NOEL et C.A. FEDERER, 1985. « Clearcutting and the biogeochemistry of streamwater in New England » dans *Journal of Forestry* 83:686-689.
- MARTIN, C.W. et R.S. PIERCE, 1980. « Clearcutting patterns affects nitrate and calcium in streams of New Hampshire » dans *Journal of Forestry* 78:268-272.
- MOFFAT, A.J., 1988. « Forestry and soil erosion in Britain - a review » dans *Soil Use and Management* 4:41-44.
- MORIN, R., G. GABOURY et G. MAMARBACHI, 1986. « Fenitrothion and aminocarb residues in water and balsam fir foliage following spruce budworm spraying programs in Québec, 1979 to 1982 » dans *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 36:622-628.
- MURPHY, M.L. et J.D. HALL, 1981. « Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:137-145.
- MURPHY, M.L., C.P. HAWKINS et N.H. ANDERSON, 1981. « Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities » dans *Transactions of the American Fisheries Society* 110:469-478.
- NEWBOLD, J.D., D.C. ERMAN et K.B. ROBY, 1980. « Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1076-1085.
- NICOLSON, J.A., N.W. FOSTER et I.K. MORRISON, 1982. « Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie* 1982:71-89.
- NOEL, D.S., C.W. MARTIN et C.A. FEDERER, 1986. « Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton » dans *Environmental Management* 10:661-670.
- O'LOUGHLIN, C.L., 1985. *The effects of forest land use on erosion and slope stability*, Comptes rendus du séminaire d'Honolulu, 22 p.
- PEARCE, A.J., C.L. O'LOUGHLIN, R.J. JACKSON et X.B. ZHANG, 1987. « Reforestation: on-site effects on hydrology and erosion, eastern Raukamura Range, New Zealand » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publ. 167, p. 489-497.
- PELLA, J.J. et R.T. MYREN, 1974. « Caveats concerning evaluation of effects of logging on salmon production in southeastern Alaska from biological information » dans *Northwest Science* 48:132-144.

- PETERJOHN, W.T. et D.L. CORRELL, 1984. « Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations of the role of a riparian forest » dans *Ecology* 65:1466-1475.
- PHILLIPS, R.W., H.J. CAMPBELL, W.L. HUG et E.W. CLAIRE, 1966. *A study of the effect of logging on aquatic resources, 1960-66*, Oregon State Game Commission, Progress Memorandum Fisheries #3, 28 p.
- PICKUP, G. et R.F. WARNER, 1976. « Effects of hydrologic regime on magnitude and frequency of dominant discharge » dans *Journal of Hydrology* 29:51-75.
- PIERCE, R.S., J.W. HORNBECK, G.E. LIKENS et F.H. BORMAN, 1970. « Effect of elimination of vegetation on stream water quantity and quality » dans *IAHS publication* 96:311-328.
- PLAMONDON, A.P., 1981. « Écoulement et modification du couvert forestier » dans *Le Naturaliste Canadien* 108:289-298.
- PLAMONDON, A.P., 1982a. « Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite à l'exploitation forestière et durée de l'effet » dans *Canadian Journal of Forest Research* 12:883-892.
- PLAMONDON, A.P., 1982b. « L'influence de l'exploitation forestière sur la concentration des particules dans les petits cours d'eau de la Beauce, Québec » dans *Géographie physique et quaternaire* 36:315-325.
- PLAMONDON, A.P., 1988. « The Ruisseau des Eaux-Volées forest experimental watershed, Québec » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie 1988*:87-98.
- 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. GONZALEZ et Y. THOMASSIN, 1982. « Effect of logging on water quality: comparison between two Québec sites » dans *Symposium Canadien d'Hydrologie 1982*:49-70.
- PLAMONDON, A., R. LEPROHON et A. GONZALEZ, 1976. « Exploitation forestière et protection de quelques cours d'eau de la Côte-Nord » dans *Les Cahiers de Centreau* 1(6), 43 p.
- PLAMONDON, A.P. et D.C. OUELLET, 1980. « Partial clearcutting and streamflow regime of ruisseau des Eaux-Volées experimental basin » dans *The Influence of Man on the Hydrological Regime with Special Reference to Representative and Experimental Basins*, IAHS publ. 130, p. 129-136.

- PLAMONDON, A.P. et R. OUIMÉT, 1982. *Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée*, ministère de l'Énergie et des Ressources, Abitibi (1980-1981), Rapport #4, 70 p.
- PLAMONDON, A.P., M. PRÉVOST et R.C. NAUD, 1984. « Accumulation et fonte de la neige en milieu boisé et déboisé » dans *Géographie physique et quaternaire* 38:27-35.
- PONCE, S.L., 1974. « The biochemical oxygen demand of finely divided logging debris in stream water » dans *Water Resources Research* 10:983-988.
- PRAIRIE, Y.T. et J. KALFF, 1988. « Particulate phosphorus dynamics in headwater streams » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:210-215.
- RINGLER, N.H. et J.D. HALL, 1975. « Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds » dans *Transactions of the American Fisheries Society* 104:111-121.
- ROBINSON, M., B. GANNON et M. SCHUCH, 1991. « A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry » dans *Hydrological Sciences Journal* 36:565-577.
- ROGERSON, T.L., 1981. « Simulating hydrologic behavior in the Ouachita Mountains of central Arkansas » dans *Applied Modeling in Catchment Hydrology*, Water Resources Publications, p. 445-458.
- RYAN, J.A., 1979. « Evaluation of hydrologic modeling techniques for forest land management planning » dans *Water Resources Bulletin* 15:461-472.
- SATTERLUND, D.R. et A.R. ESCHNER, 1965. « Land use, snow, and streamflow regimen in central New York » dans *Water Resources Research* 1:397-405.
- SCHINDLER, D.W., R.W. NEWBURY, K.G. BEATY, J. PROKOPOWICH, T. RUSZCZYNSKI et J.A. DALTON, 1980. « Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watershed and on the quality of receiving streams » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:328-334.
- SCHULZE, R.E. et W.J. GEORGE, 1987. « Simulation of effects of forest growth on water yield with a dynamic process-based user model » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publ. 167, p. 575-584.
- SCOTT, J.S., 1976. « Geology of canadian tills » dans *Glacial till*, R.F. Legget (éditeur), Royal Society of Canada, Special Publication #12.
- SCRIVENER, J.C., 1987a. « Changes in composition of the streambed between 1973 and 1985 and the impacts on salmonids in Carnation Creek » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 59-65.

- SCRIVENER, J.C., 1987b. « A summary of the population responses of chum salmon to logging in Carnation Creek, British Columbia between 1970 and 1986 » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 150-158.
- SCRIVENER, J.C. et 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 » dans *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:1097-1105.
- Sedimentation Seminar, Fisk Laboratory of Sedimentology, 1977. « Magnitude and frequency of transport of solids by streams in Mississipi basin » dans *American Journal of Science* 277:862-875.
- SHIMIZU, T., 1983. « Forest-watershed experiments in Japan » dans *JARQ* 16:281-286.
- SINGER, J.R. et R.C. MALONEY, 1977. *Nonpoint source control guidance silviculture*, U.S. Environmental Protection Agency, Technical Report PB-270-289.
- SMITH, C.T. et M.L. McCORMACK, 1988. « Watershed losses of triclopyr after aerial application to release spruce-fir » dans *Proceedings of 42nd annual meeting of the Northeastern Weed Science Society*, p. 104-108.
- STEDNICK, J.D. et D.F. POTTS, 1989. « Prediction of annual water yield from land management activities » dans *Headwaters hydrology*, American Water Resources Association, p. 619-626.
- STOCKNER, J.G. et K.S. SHORTREED, 1987. « The autotrophic community response to logging in Carnation Creek, British Columbia: a six year perspective » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 81-86.
- STRAHLER, A.N., 1957. « Quantitative analysis of watershed geomorphology » dans *Transactions American Geophysical Union* 38:913-920.
- SULLIVAN, K., 1985. « Long-term patterns of water quality in a managed watershed in Oregon: 1. suspended sediments » dans *Water Resources Bulletin* 21:977-987.
- SULLIVAN, K., T.E. LISLE, C.A. DOLLOFF, G.E. GRANT et L.M. REID, 1987. « Stream channels: the link between forests and fishes » dans *Streamside management: forestry and fishery interactions*, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 39-97.
- TASSONE, B.L., 1987. « Sediment loads from 1973 to 1984 - 08HB048 Carnation Creek at the mouth, British Columbia » dans *Applying 15 years of Carnation Creek results*, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 46-48.

- THUT, R.N. et E.P. HAYDU, 1971. « Effects of forest chemicals on aquatic life » dans *Forest land uses and stream environment: Proceedings of a symposium*. Oregon State University, Corvallis, p. 159-171.
- TOEWS, D.A.A. et M.J. BROWNLEE, 1981. *A handbook for fish habitat protection on forest lands in British Columbia*, Department of Fisheries and Oceans, Vancouver, 172 p.
- TROENDLE, C.A., 1979. « Hydrologic impacts of silvicultural activities » dans *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 105:57-70.
- TSUKAMOTO, Y. et H. MINEMATSU, 1987. « Evaluation of the effect of deforestation on slope stability and its application to watershed management » dans *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS publication 167, p. 181-189.
- U.S. Forest Service (L.A. MULKEY, coordonateur), 1980. *An approach to water resources evaluation of non-point silvicultural sources (a procedural handbook)*, U.S. Environmental Protection Agency, rapport EPA-600/8-80-012.
- WEBB, B.W. et D.E. WALLING, 1982. « The magnitude and frequency characteristics of fluvial transport in a Devon drainage basin and some geomorphological implications » dans *Catena* 9:9-24.
- WOLMAN, M.G. et J.P. MILLER, 1960. « Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes » dans *Journal of Geology* 68:54-74.
- WRIGHT, K.A., K.H. SENDEK, R.M. RICE et R.B. THOMAS, 1990. « Logging effects on streamflow: storm runoff at Caspar Creek in northwestern California » dans *Water Resources Research* 26:1657-1667.

ANNEXE

Tableau synthèse des principaux impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique

Ce tableau vise à résumer sous une forme concise, qualitative et quantitative si possible, les principales informations colligées quant aux impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Il permet une vue d'ensemble et facilite les comparaisons. Cependant, pour s'adapter aux contraintes d'espace, la synthèse a nécessité une simplification et une réduction de l'information disponible. Elle complète le présent document auquel le lecteur est convié à retourner pour plus d'explications. Ce tableau ne doit pas être utilisé de façon totalement indépendante du document.

Le tableau est présenté en trois parties se rapportant respectivement aux impacts sur le régime d'écoulement, sur la qualité de l'eau et sur la vie aquatique. Pour chacune des variables considérées, il fournit de l'information sur huit rubriques différentes. Ce sont:

- Activités forestières concernées
(les principales facettes de l'exploitation forestière pouvant modifier la variable en question)
- Effet potentiel
(nature ou sens de l'impact appréhendé sur la variable)
- Intérêt
(intérêt de la variable en question pour le milieu aquatique)
- Gravité de l'impact
(importance et intérêt de l'impact potentiel - jugement de valeur porté par l'auteur)
- Intensité prévue au Québec
(valeur quantitative de l'impact potentiel)
- Durée prévue de l'impact au Québec
(durée appréhendée de l'effet dans nos conditions)
- Documenté au Québec (en régions comparables)
(existence d'observations au Québec et principales références; entre parenthèses, liste de régions voisines ou comparables d'où des résultats pertinents sont disponibles)
- Prévention et contrôle
(pratiques déterminées pour empêcher ou minimiser l'impact sur la variable)

Les caractères gras sont utilisés pour attirer l'attention sur certains mots clés ou indiquer une importance prioritaire.

TABLEAU SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX IMPACTS DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE SUR LE MILIEU HYDRIQUE - partie I

RÉGIME D'ÉCOULEMENT	Activités forestières concernées	Effet potentiel	Intérêt	Gravité de l'impact	Intensité prévue au Québec	Durée prévue de l'impact au Québec	Documenté au Québec (en régions comparables)	Prévention et contrôle
Écoulement annuel	<ul style="list-style-type: none"> - superficie relative coupée - configuration des coupes - disposition des débris - repousse 	hausse	<ul style="list-style-type: none"> - limité à la gestion de réservoirs à grand volume 	peu ou pas en soi	<ul style="list-style-type: none"> - jusqu'à 230 mm/an de plus en forêt feuillue - jusqu'à 210 mm/an de plus en forêt mixte - jusqu'à 190 mm/an de plus en forêt boréale 	<p><u>feuillus</u>: présent ≈ 30 ans (15 à 80 ans), marqué 8-10 ans</p> <p><u>conifères</u>: présent 60 à 80 ans, marqué 1-15 ans</p>	<p>très peu Plamondon et Ouellet (1980)</p> <p>(Ontario, Nouveau-Brunswick, New Hampshire)</p>	inutile
Débits d'étiage	<ul style="list-style-type: none"> - superficie relative coupée - configuration des coupes - disposition des débris - repousse 	hausse	<ul style="list-style-type: none"> - fal et succès de la reproduction - approvisionnement en eau 	moyenne (positive)	débits jusqu'à 5 fois supérieurs	<p><u>feuillus</u>: présent ≈ 30 ans (15 à 80 ans), marqué 8-10 ans</p> <p><u>conifères</u>: présent 60 à 80 ans, marqué 1-15 ans</p>	<p>non</p> <p>(Ontario, Nouveau-Brunswick, New Hampshire)</p>	inutile
Débits de pointe	<ul style="list-style-type: none"> - superficie relative coupée - configuration des coupes - répartition des alres de coupe - compaction des sols - voirie forestière 	hausse ou baisse (crues de haute et moyenne fréquence)	<ul style="list-style-type: none"> - potentiel d'érosion et de sédimentation - réajustements du lit - dimension des ponts et ponceaux 	moyenne (négative)	<p><u>pluie</u>: -40% à +1700% (possible) +20% à +200% (probable) (si bassin < 50 km²)</p> <p><u>fonte</u>: -60% à +250% (coupe > 50%) -35% à +100% (coupe < 50%)</p>	<p><u>pluie</u>: diminue après 5-10 ans, au pire, dure 30-70 ans</p> <p><u>fonte</u>: dure 15-25 ans en forêt boréale et une dizaine d'années en forêt feuillue</p>	<p>peu Charbonneau <i>et al.</i> (1977) Plamondon et Ouellet (1980), Plamondon (1993)</p> <p>(Nouveau-Brunswick, New Hampshire, New York)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - restreindre la coupe à ≤ 50% des bassins - la répartir par petites surfaces bien distribuées - éviter de la concentrer à la tête des bassins - éviter de prolonger le réseau de drainage par les fossés et sentiers

TABLEAU SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX IMPACTS DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE SUR LE MILIEU HYDRIQUE - partie II

QUALITÉ DE L'EAU	Activités forestières concernées	Effet potentiel	Intérêt	Gravité de l'impact	Intensité prévue au Québec	Durée prévue de l'impact au Québec	Documenté au Québec (en régions comparables)	Prévention et contrôle
Transport sédimentaire	<ul style="list-style-type: none"> - perturbation des sols et de la végétation riveraine par la machinerie - voirie forestière - débardage/débusquage - préparation de terrain (brûlage, scarification...) - toute pratique haussant les débits de pointe 	baisse	<ul style="list-style-type: none"> - menace pour les habitats aquatiques (érosion, récurage, colmatage) - turbidité des eaux de consommation - effets létaux directs sur le poisson 	<ul style="list-style-type: none"> - moyenne à élevée pour les habitats - faible à moyenne pour les eaux de consommation - nulle à faible pour la santé du poisson 	<p><u>transport en suspension:</u> de négligeable à extrême (= 200 000 mg/l)</p> <p><u>transport de fond:</u> peu étudiée... importante à Carnation Creek (C.-B.)</p>	<p><u>transport en suspension:</u> moins d'un an après coupe mais 2-3 ans si site sévèrement perturbé</p> <p><u>transport de fond:</u> irrégulier, dure plus longtemps, sable insinué dans le gravier peut persister plusieurs années;</p> <p>impacts découlant du réajustement du lit et de la dégradation des surfaces de voirie apparaissent plus tard et peuvent s'étendre sur plusieurs années ou décennies</p>	<p><u>transport en suspension:</u> oui Plamondon <i>et al.</i> (1976, 1982) Plamondon et Ouimet (1982) Plamondon (1982, 1988, 1993)</p> <p><u>transport de fond:</u> non</p> <p><u>érosion - sédimentation:</u> non</p>	<ul style="list-style-type: none"> - laisser des lisières riveraines - maintenir la machinerie à distance des cours d'eau - construire et gérer les routes, jetées et fossés selon les recommandations exprimées dans Brown (1983), Grégoire <i>et al.</i> (1983), Plamondon <i>et al.</i> (1976), etc. - minimiser la compaction et les dommages à la couche organique du sol lors de la récolte, de la préparation et de la plantation (attention spéciale aux sentiers de débardage)
Température	<ul style="list-style-type: none"> - coupe de la végétation riveraine 	<p>hausse estivales</p> <p>baisse hivernales (?)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - régulation de l'activité biologique - marges de développement optimal pour le poisson - limites thermiques létales - influence sur la dominance de certaines espèces - limite à la teneur en oxygène 	<ul style="list-style-type: none"> - moyenne (négative ou positive selon le cours d'eau) - faible ou nulle avec maintien de lisières riveraines 	<p><u>Appalaches et forêt feuillue:</u> réchauffement $\leq 10^{\circ}\text{C}$</p> <p><u>forêt boréale:</u> réchauffement $\leq 5^{\circ}\text{C}$</p>	<p>temps nécessaire pour rétablir l'ombrage riverain initial; (de moins de 7 ans jusqu'à près de 30 ans)</p>	<p><u>période estivale:</u> oui Plamondon <i>et al.</i> (1976) Plamondon (1993)</p> <p><u>hiver:</u> non</p> <p>(Vermont, New Hampshire, Maine)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - laisser des lisières de protection riveraines assez larges pour maintenir l'ombrage - minimiser le dégageement des berges (coupes par bandes, par trouées, étalées dans le temps)
Oxygène dissous	<ul style="list-style-type: none"> - rejet de déchets de coupe dans le cours d'eau - coupe de la végétation riveraine 	baisse	<ul style="list-style-type: none"> - régulation de l'activité biologique - succès de reproduction - taux de croissance - viabilité du milieu 	<ul style="list-style-type: none"> - moyenne à élevée pour les habitats 	<p>négligeable avec lisières boisées</p> <p>baisse jusqu'à ≈ 1 mg/L de O_2 dans les pires conditions (coupe totale sans protection riveraine, ruisseau avec débris, en étiage)</p>	<p>tant que les débris organiques demeurent</p> <p>plusieurs années dans le gravier des frayères si colmatage</p>	<p>oui Plamondon (1993)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - éviter le rejet de débris de coupe et le réchauffement dans le cours d'eau par des lisières boisées - attention particulière en amont des habitats
Nutriments	<ul style="list-style-type: none"> - superficie relative coupée brûlage - fertilisation 	hausse	<ul style="list-style-type: none"> - qualité des eaux de consommation - santé de certains poissons - productivité biologique - prolifération d'algues/bactéries - eutrophisation 	<ul style="list-style-type: none"> - faible en forêt boréale ou mixte - faible à moyenne en forêt feuillue 	<p><u>coupe totale ou fertilisation:</u> nitrates maximum > 10 mg/l (brièvement si repousse)</p> <p><u>fertilisation:</u> NH_4 et PO_4 $>$ normes pour la protection de la vie aquatique (brièvement) NH_4 $>$ normes eau potable (brièvement)</p>	<p><u>coupe totale:</u> mesurable de 2 à 5 ans</p> <p><u>fertilisation:</u> quelques semaines (parfois plus persistant)</p>	<p><u>coupe:</u> peu (forêt boréale seulement) Plamondon (1993)</p> <p><u>fertilisation:</u> peu Gonzalez et Plamondon (1978) Dubé <i>et al.</i> (1991)</p> <p>(Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Angleterre)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - assurer la repousse - coupes partielles (par bandes ou par trouées) - laisser des lisières boisées - éviter les cours d'eau et lacs lors de l'épandage de fertilisants - attention aux conditions d'épandage
Substances toxiques	<ul style="list-style-type: none"> - épandage de pesticides - manutention des pesticides 	présence dans l'eau	<ul style="list-style-type: none"> - qualité des eaux de consommation - toxicité aiguë ou chronique pour espèces non ciblées - bioaccumulation - perte de lisières riveraines 	<ul style="list-style-type: none"> - variable: de très faible à moyenne selon la substance (certains aspects méconnus) 	<p>variable selon la substance, la dose, la méthode, les conditions, etc.</p>	<p>de quelques heures à plus d'un an</p> <p>à long terme si bioaccumulé</p>	<p>peu Commission sur la protection des forêts (1991)</p> <p>(Maritimes, Nouvelle-Angleterre...)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - abstention (tolérance, solutions de rechange) - optimisation des interventions (stratégie, matériel, conditions...) - zone tampon pour plans d'eau - lisières boisées (petits cours d'eau)

TABLEAU SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX IMPACTS DE L'EXPLOITATION FORESTIÈRE SUR LE MILIEU HYDRIQUE - partie III

VIE AQUATIQUE	Activités forestières concernées	Effet potentiel	Intérêt	Gravité de l'impact	Intensité prévue au Québec	Durée prévue de l'impact au Québec	Documenté au Québec (en régions comparables)	Prévention et contrôle
Production primaire	<ul style="list-style-type: none"> - récolte de la végétation riveraine (éclairage et température) - superficie relative coupée (enrichissement en nutriments) 	hausse ou baisse	- base alimentaire pour les milieux aquatiques (avec les débris organiques allochtones)	- moyenne (positive) pour la productivité de l'écosystème	<ul style="list-style-type: none"> - à déterminer - pourrait être limitée par des carences en phosphore - aucune hausse, avec maintien de lisières riveraines - baisse, si forte érosion ou sédimentation 	jusqu'au rétablissement d'une végétation riveraine (= 10-15 ans)	très peu Plamondon (1988) (Nouvelle-Angleterre)	- maintenir des lisières boisées
Invertébrés aquatiques	<ul style="list-style-type: none"> - récolte de la végétation riveraine - toute pratique majorant le transport sédimentaire - rejet de déchets de coupe dans le cours d'eau 	hausse ou baisse de la biomasse structure taxonomique et diversité modifiées	<ul style="list-style-type: none"> - alimentation des prédateurs vertébrés aquatiques (poissons et salamandres) - structure taxonomique des communautés piscicoles 	- élevée pour la diversité et la productivité des prédateurs vertébrés	<ul style="list-style-type: none"> - à déterminer - aucune hausse, avec maintien de lisières riveraines - baisse, si forte érosion ou sédimentation 	réponse en quelques heures ou quelques semaines, effets peuvent durer quelques années	très peu Plamondon (1988) (Nouvelle-Angleterre)	<ul style="list-style-type: none"> - maintenir des lisières boisées - toute autre pratique permettant de prévenir les impacts sédimentaires
Communautés d'amphibiens	<ul style="list-style-type: none"> - toute pratique majorant le transport sédimentaire - récolte de la végétation riveraine (réchauffement) - drainage ou remblayage de milieux humides (mares, étangs, etc.) - épandage de pesticides 	<p><u>à court terme:</u> hausse, baisse ou disparition de populations</p> <p><u>à long terme:</u> baisse ou disparition</p>	<ul style="list-style-type: none"> - composante de la biodiversité des écosystèmes - prédateurs importants dans plusieurs petits cours d'eau - transfert d'énergie entre les milieux aquatique et terrestre 	- élevée pour la diversité et l'équilibre de l'écosystème	<ul style="list-style-type: none"> - à déterminer - des espèces considérées vulnérables ou menacées pourraient disparaître - avec des lisières riveraines, la sédimentation demeurerait la principale menace 	<p><u>impacts à court terme:</u> jusqu'à = 10-15 ans</p> <p><u>impacts à long terme:</u> quelques décennies (± un cycle forestier)</p>	non (New Hampshire)	<ul style="list-style-type: none"> - toute pratique permettant de prévenir les impacts sédimentaires et thermiques (attention particulière aux lisières riveraines, à la voirie forestière et aux débits de pointe) - protéger les habitats humides - éviter l'application de pesticides
Populations piscicoles	<ul style="list-style-type: none"> - toute pratique majorant le transport sédimentaire (voirie, récolte, etc.) - toute pratique modifiant le régime hydrologique (étiages et crues) - récolte de la végétation riveraine (réchauffement, gains de production primaire et secondaire) - rejet de déchets de coupe dans le cours d'eau 	<p><u>à court terme:</u> hausse ou baisse de populations</p> <p><u>à long terme:</u> baisse</p>	<ul style="list-style-type: none"> - composante de la biodiversité des écosystèmes - prédateurs importants du milieu aquatique - ressource économique majeure (pêche récréative et commerciale) 	<ul style="list-style-type: none"> - élevée pour la diversité et l'équilibre de l'écosystème - élevée pour l'économie 	<ul style="list-style-type: none"> - à déterminer - variable selon l'espèce - avec lisières riveraines, possibilités de gains restreintes - à court terme, la hausse des débits d'étiage pourrait faciliter le frai - baisse sensible de biomasse, si forte érosion ou sédimentation 	<p><u>impacts à court terme:</u> jusqu'à = 10-15 ans</p> <p><u>impacts à long terme:</u> quelques décennies (± un cycle forestier)</p>	non (Maritimes)	- toute pratique permettant de prévenir les impacts sédimentaires (attention particulière aux lisières riveraines, à la voirie forestière et aux débits de pointe)